Deutscher Bundestag
13. Wahlperiode

Drucksache 13/10195

03. 03. 98

Unterrichtung

durch die Bundesregierung

Umweltgutachten 1998

des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen

Zugeleitet mit Schreiben des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit vom 27. Februar 1998.

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU)

Prof. Dr. jur. Eckard Rehbinder, Frankfurt (Vorsitzender)
Prof. Dr. rer. nat. Herbert Sukopp, Berlin (Stellvertretender Vorsitzender)
Prof. Dr. med. Heidrun Behrendt, Hamburg/München
Prof. Dr. rer. pol. Hans-Jürgen Ewers, Berlin
Prof. Dr. phil. Adrienne Héritier, Florenz
Prof. Dr. rer. nat. Reinhard Franz Hüttl, Cottbus
Prof. Dr.-Ing. Eberhard Plaßmann, Köln

Die Erstellung dieses Gutachtens wäre ohne die unermüdliche Arbeit der Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter in der Geschäftsstelle und bei den Ratsmitgliedern nicht möglich gewesen.

Zum wissenschaftlichen Stab des Umweltrates gehörten während der Arbeiten an diesem Gutachten: DirProf Dr. rer. nat. Hubert Wiggering (Generalsekretär), Dipl.-Volksw. Lutz Eichler (Stellvertretender Generalsekretär), Dipl.-Geogr. Oliver Bens (Cottbus), Dipl.-Biol. Jörg-Andreas Böttge (Berlin), Dipl.-Geogr. Georgia Born-Schmidt (bis zum 31. Dezember 1997), Dr. rer. nat. Helga Dieffenbach-Fries, Dr. med. Michael Gfesser (München), Dr. rer. nat. Sabine Iffland (bis zum 31. Dezember 1997), Dipl.-Volksw. Annette Jochem (ab dem 1. Januar 1998), Dr. rer. nat. László Kacsóh, Dipl.-Soz. Eckard Kämper (Florenz), Dipl.-Volksw. Bettina Mankel (Berlin), Dipl.-Ing. agr. Dorte Meyer-Marquart (bis zum 31. Dezember 1997), Dipl.-Geol. Rita Neidhöfer, Dr. rer. pol. Armin Sandhövel, Ass. jur. Stephan Schilde (bis zum 31. Dezember 1997), Ass. jur. Michael Schmalholz (ab dem 1. Januar 1998), RA Christoph Schmihing (Frankfurt).

Beratend wirkte Dr. rer. nat. Benno Hain vom Umweltbundesamt (Berlin) zeitweise bei der Erarbeitung des Kapitels „Grundlagen der umweltpolitischen Entscheidungsfindung" mit. Im Kapitel „Aspekte der Abfallwirtschaftspolitik" griff der Umweltrat auf Ausarbeitungen von Ass. jur. Carmen Beheim, Fachbereich Rechtswissenschaften, Universität Frankfurt, zur Fragestellung der Gebühren zurück. Des weiteren leistete Dipl.-Volksw. Christoph Hassel Zuarbeit zum Kapitel „Umweltschutz und internationaler Handel".

Zum Stab der nichtwissenschaftlichen Mitarbeiterinnen gehörten: Nicola Albus, Dipl.-Sek. Klara Bastian, Dipl.-Bibl. Ursula Belusa, Christine Disterheft (ab dem 1. September 1997), Annelie Gottlieb, Luzia Kleschies, Martina Lilla, M.A., Bettina Muntetschiniger (bis zum 31. August 1997), Barbara Saß, Petra Schäfer, Dipl.-Verwaltungsw. Jutta Schindehütte, Dagmar Schlinke.

Anschrift: Geschäftsstelle des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen,
Postfach 55 28, 65180 Wiesbaden, Tel.: (06 11) 75 42 10, Telefax: (06 11) 73 12 69;
e-mail: sru@uba.de; internet: http://www.umweltrat.de.

Der Umweltrat dankt den Vertretern der Ministerien und Ämter des Bundes und der Länder, insbesondere dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie der Leitung und den Mitarbeitern des Umweltbundesamtes, des Bundesamtes für Naturschutz und des Statistischen Bundesamtes, ebenso wie allen Personen und Institutionen, die den Umweltrat bei der Erarbeitung des Gutachtens unterstützt haben. Des weiteren fanden Gespräche zum Kapitel „Grundlagen der umweltpolitischen Entscheidungsfindung" mit Prof. Dr. Martin Jänicke und Dipl.-Verw.-Wiss. Roland Zieschank, Forschungsstelle für Umweltpolitik Freie Universität Berlin, sowie mit Vertetern des Bayerischen Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen unter Leitung von Herrn Ministerialdirektor Prof. Dr. Werner Buchner statt. Bei der Erarbeitung des Kapitels „Umweltprobleme der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen" erhielt der Umweltrat wertvolle Anregungen aus Diskussionen mit Vertretern des Robert-Koch-Institutes (RKI), Berlin.

Zu speziellen Fragen der Abfallwirtschaft hat der Umweltrat folgende Vertreter angehört: Dr. Wolfram Brück, Duales System Deutschland GmbH, MinDirig. Otto Wanieck, Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA), Beigeordneter Jörg Hennerkes,

Deutscher Städtetag, sowie Hanskarl Willms, Bundesverband der Deutschen Entsorgungswirtschaft e.V. (BDE).

Des weiteren dankt der Umweltrat den externen Gutachtern für die Zuarbeit zu diesem Gutachten. Im einzelnen flossen folgende Gutachten und Stellungnahmen als Ausarbeitungen in das Gutachten ein:

Gesellschaft zur Förderung der Verkehrswissenschaften an der Universität Münster: Ökonomische Aspekte einer stärker marktorientierten Abfallwirtschaft. – Bearbeiter: Dipl.-Kfm. Sven Rutkowsky und Dipl.-Volksw. Henning Tegner.

Prof. Dr. Alfred Pühler (Lehrstuhl für Genetik, Universität Bielefeld): Einfluß von freigesetzten und inverkehrgebrachten gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Umwelt.

Prof. Dr. Ingolf Schuphan und Dr. Detlef Bartsch (Lehrstuhl für Biologie V – Ökologie, Ökotoxikologie, Ökochemie, RWTH Aachen): Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen. Bewertung und Einschätzung möglicher Probleme für Mensch und Umwelt aus ökologischer und pflanzenphysiologischer Sicht.

TÜV Rheinland/Berlin-Brandenburg, Köln: Abfallwirtschaftliche Probleme nach dem Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz. – Bearbeiter: Dr. Christoph Heger.

Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung: Umweltstandards im internationalen Handel. Bearbeiter: Dipl.-Volksw. Karl Ludwig Brockmann, Dipl.-Volksw. Suhita Osório-Peters und Dr. Heidi Bergmann.

(Redaktionsschluß: 15. Januar 1998)

Vorwort

In der derzeitigen politischen Diskussion spielen umweltpolitische Fragestellungen von wenigen Ausnahmen abgesehen keine herausragende Rolle. Die Diskussion wird vor allem von Problemen der Wirtschafts- und Arbeitsmarktpolitik dominiert. Im Gegensatz dazu finden die eher querschnittorientierten Umweltfragen gegenwärtig auch keine breite Unterstützung in der Öffentlichkeit. Während der drohende Verlust von Arbeitsplätzen und die Verschlechterung der Studienbedingungen an den Hochschulen eine Vielzahl von persönlich Betroffenen mobilisieren und diese Druck auf die politischen Entscheider ausüben, verlieren umweltpolitische Belange zunehmend an öffentlichem Interesse.

Herrschte unmittelbar nach der Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro eine regelrechte Aufbruchstimmung, ist dieser eine Ernüchterung gefolgt, seit immer deutlicher geworden ist, welche Anstrengungen erforderlich sind, um das Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung umzusetzen. Gleichwohl haben sich das Bundesumweltministerium sowie alle Umweltministerien der Länder im Juni 1997 in der sogenannten Jenaer-10-Punkte-Erklärung zu den Leitlinien der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, zur Agenda 21 sowie zu den Forderungen des 5. Umweltaktionsprogramms der Europäischen Union bekannt. In der Jenaer-10-Punkte-Erklärung wird explizit eine Konkretisierung von Zielvorgaben gefordert, die an der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung ausgerichtet sind. Es wird eine neue Partnerschaft zwischen Staat und den tragenden Kräften in Gesellschaft, Wirtschaft, Wissenschaft, Kirchen, Kommunen und Verbänden angestrebt. Das ordnungsrechtliche Instrumentarium soll durch Schaffung und Verstärkung finanzieller Anreize ergänzt werden. Der Umweltrat begrüßt diese klare Aussage zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung und zur Umsetzung der Agenda 21.

Der Umweltrat hat in seinen Umweltgutachten von 1994 und 1996 versucht, Wege aufzuzeigen, wie die Vorstellungen einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung in die praktische Umweltpolitik umgesetzt werden können. Dieses wird um so schwieriger, je mehr die Kosten einer vorsorgenden, nachhaltigen Umweltpolitik in den Vordergrund treten. Die Klimakonferenz der Vereinten Nationen im Dezember 1997 in Kyoto hat wieder einmal deutlich gemacht, wie schwer es ist, international auch nur Minimalkonsense bei Umweltzielen herzustellen, wenn diese verbindlich sein sollen. Der umweltpolitische Alltag mit seinen tagespolitischen Konflikten ist eher ernüchternd. Stärker strategisch und auf lange Handlungszeiträume ausgerichtete Gesetze werden – wie etwa im Naturschutz – nicht im Sinne der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung erweitert; selbst das eher bescheidene Ziel einer Umsetzung der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie ist noch gefährdet. Andererseits begrüßt der Umweltrat die Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Damit unterfällt neben Luft und Wasser auch das Umweltmedium Boden einer bundesweiten Regulierung, wenngleich das Gesetz inhaltlich nicht in vollem Umfang den Anforderungen eines vorsorgenden Bodenschutzes gerecht wird. Weiterhin ist auf Initiative des Bundesumweltministeriums ein Diskussionsprozeß mit verschiedenen gesellschaftlichen Akteuren in Gang gekommen, um konsensual Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele festzulegen. Der Umweltrat betont in diesem Zusammenhang noch einmal, daß gerade die Ausgestaltung und die Umsetzung der Leitlinien einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung langfristig angelegt sein müssen.

Der Umweltrat kommt auch in diesem Gutachten seinem Auftrag nach, im Rahmen der periodischen Begutachtung übergreifende Fragen des Umweltschutzes zu behandeln, für ausgewählte Umweltschutzsektoren die Umweltsituation in Deutschland zu analysieren sowie die Umweltpolitik zu bewerten. Im Vergleich zu den Umweltgutachten 1994 und 1996 wird dabei auf eine vollständige Begutachtung verzichtet. Nicht alle umweltpolitischen Maßnahmen können in solch kurzen Zeiträumen bereits Ergebnisse zeigen und sind somit noch nicht abschließend zu beurteilen. Vielmehr werden diesmal, ausgehend von den letzten Gutachten, besondere Schwerpunkte gesetzt. Dazu werden aktuelle Themen der Umweltpolitik aufgegriffen, einige wichtige umweltpolitische Maßnahmen und Initiativen der Bundesregierung in der zweiten Hälfte der 13. Legislaturperiode dargestellt und kommen-

tiert sowie Einschätzungen über den Stand der Umweltpolitik in Deutschland und Empfehlungen zu ihrer Fortentwicklung gegeben.

Der Umweltrat empfiehlt in seinem Eingangskapitel (Kap. 1), die Grundlagen der umweltpolitischen Zielfindung und -festlegung stärker zu systematisieren. Dazu analysiert und bewertet der Umweltrat die gegenwärtige Diskussion um den Prozeß der Zielfindung und entwickelt auf dieser Grundlage ein Verfahrensschema zur Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen.

In seiner Betrachtung der Umweltsituation und Umweltpolitik (Kap. 2) erörtert der Umweltrat einige übergreifende Fragen. Im einzelnen werden Themenstellungen wie das Umweltgesetzbuch unter dem Gesichtspunkt der Anlagenzulassung und der Setzung von Umweltstandards, die Selbstverpflichtungen der Wirtschaft und das Öko-Audit behandelt. Auch zeigt der Umweltrat wichtige umweltpolitische Entwicklungen in der Europäischen Union auf und diskutiert das Verhältnis zwischen deutscher und europäischer Umweltpolitik.

Auch in diesem Gutachten erscheint es dem Umweltrat wichtig, in Einzelfällen die Hintergründe für umweltpolitische Entwicklungen ausführlicher zu diskutieren.

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz aus dem Jahre 1996 bietet einen ersten Ansatz für eine moderne Abfallwirtschaftspolitik. In diesem Zusammenhang bewertet der Umweltrat die jüngsten Entwicklungen in der Abfallwirtschaft und gibt Empfehlungen für Veränderungen, die langfristig anzustreben sind (Kap. 3.1). Dazu entwickelt der Umweltrat konzeptionelle Vorstellungen für eine weitgehend privatisierte Abfallwirtschaft. Umfang und abfallwirtschaftliche Regulierungen sollen danach auf das durch die Ziele der Umweltpolitik gebotene und gerechtfertigte Ausmaß reduziert werden.

In Kapitel 3.2 dieses Gutachtens greift der Umweltrat die Chancen und Risiken der Gentechnik auf. Er behandelt dabei in erster Linie ökologische Fragestellungen gentechnisch veränderter, im wesentlichen in der Landwirtschaft angebauter Kulturpflanzen. Der Umweltrat befürchtet, daß aufgrund der sehr emotional geführten Diskussion die fachlichen Aspekte allzusehr in den Hintergrund treten. Entsprechend versucht der Umweltrat, die Diskussion aus wissenschaftlicher Sicht stärker zu systematisieren, um damit eine bessere Grundlage für die umweltpolitische Entscheidungsfindung zu schaffen.

Ebenso trägt der Umweltrat der zunehmenden Bedeutung der internationalen Zusammenhänge in der Umweltpolitik Rechnung, indem er umweltpolitische Problemstellungen des internationalen Handels aufgreift (Kap. 3.3). Eingeflossen sind unter anderem die Ergebnisse einer Diskussion mit dem *Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung.*

Das erhebliche Wachstum des Freizeit- und Tourismussektors, insbesondere des sogenannten „Naturtourismus", gibt dem Umweltrat Anlaß, sich auch dieser Fragestellung zu widmen (Kap. 3.4). Der Umweltrat fordert, vorhandene Ansätze für einen umweltverträglicheren Tourismus konsequent weiterzuentwickeln.

Der Umweltrat stellt mit seinem Gutachten wissenschaftliche Grundlagen für die umweltpolitische Entscheidungsfindung bereit und gibt auf dieser Basis Handlungsempfehlungen an die Politik. Der Umweltrat richtet dieses Gutachten nicht nur an die Bundesregierung und andere politische Entscheidungsträger. Er will auch ebenso die breite Öffentlichkeit ansprechen, um bei umweltpolitischen Fragestellungen mehr Transparenz zu schaffen und Verständnis auch für unbequeme Entscheidungen zu wecken.

Während der Erstellung des Gutachtens fanden viele Fachgespräche mit Wissenschaftlern aus den verschiedensten Fachdisziplinen statt, wie auch eingehende Diskussionen mit Politikern, Vertretern von Ministerien und Behörden sowie Verbandsvertretern. Der Umweltrat dankt allen an der Erarbeitung des Umweltgutachtens 1998 Beteiligten. Für den Inhalt des Gutachtens sind allein die Unterzeichner verantwortlich.

Wiesbaden, im Februar 1998

H. Behrendt, H.-J. Ewers, A. Héritier, R.F. Hüttl, E. Plaßmann, E. Rehbinder, H. Sukopp

Inhalt

Verzeichnis der Abbildungen im Text

Verzeichnis der Tabellen im Text

Kurzfassung

Umweltschutz: Erreichtes sichern – Neue Wege gehen

1 Grundlagen der umweltpolitischen Entscheidungsfindung

Zur Diskussion über umweltpolitische Zielsetzungen und Verfahren

1.* Umweltqualitätsziele stehen derzeit im Mittelpunkt der nationalen und internationalen umweltpolitischen Diskussion. Allerdings sind sie nicht erst das Ergebnis der Umweltpolitik der neunziger Jahre. Umweltpolitische Maßnahmen haben sich an Zielvorstellungen orientiert, seit es eine „explizite" Umweltpolitik gibt. Bereits im ersten Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 wurden Zielvorstellungen zur Erhaltung und Verbesserung der Umweltqualität formuliert und eine Umweltplanung auf lange Sicht angestrebt. Auch in der Folge hat es in Deutschland immer wieder vereinzelt Anstöße für die Entwicklung und Festlegung von umweltpolitischen Zielen gegeben.

Trotzdem sieht sich die deutsche Umweltpolitik seit längerem mit dem Vorwurf konfrontiert, daß es ihr an Zielfestlegungen mangele, insbesondere an quantifizierten Zielen. Wohl habe sie das technisch Machbare zu erreichen versucht, der Wechsel von einer überwiegend emissions- und technikbezogenen Umweltpolitik hin zu einer stärker qualitätsorientierten Umweltpolitik sei aber nicht vollzogen worden. Diese Diskussion hat durch die Herausbildung des Leitbildes einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung und durch die sich daran anknüpfenden internationalen und nationalen Aktivitäten noch einmal eine neue Dynamik erhalten. In diesem Sinne wirkt auch die allgemeine Aufforderung der Vereinten Nationen in der Agenda 21 an ihre Mitgliedstaaten, Aktionspläne und -programme aufzustellen, sowie Zielfestlegungen darüber zu treffen, wie eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung in der Zukunft verwirklicht werden kann. Dieser Aufforderung sind zahlreiche Industrie-, Schwellen- und Entwicklungsländer nachgekommen.

Eine Debatte über Zustand und Möglichkeiten der Umweltpolitik wird auch in Deutschland verstärkt geführt – zumal in einer Zeit, in der Umweltpolitik in die Defensive geraten ist und sich unverhohlen im Verteilungskampf um immaterielle und materielle Ressourcen mit anderen Politikfeldern befindet. Darüber hinaus haben auch noch andere Gründe zu einer stärkeren Auseinandersetzung mit umweltpolitischen Zielen geführt: So besteht der Wunsch nach einem umfassenderen, voraussehenden Vorgehen in der Umweltpolitik. Dies setzt politische Handlungsfähigkeit trotz zunehmender Komplexität der Problemstellungen voraus. Die Zielfestlegungen haben auch Bedeutung als Orientierung für wirtschaftliche Entscheidungen, insbesondere für Innovationsprozesse. Schließlich eröffnen sich mit den Zielbildungsprozessen Chancen gesellschaftlicher und politischer Gestaltung als Mittel gegen Politikverdrossenheit und Möglichkeiten, stärkere Akzeptanz umweltpolitischer Entscheidungen zu schaffen.

Insbesondere mit Blick auf die europäische Diskussion hat sich zudem die Erkenntnis durchgesetzt, daß auf Dauer eine akzeptable Umweltqualität nicht allein durch die in Deutschland seit langem erfolgreich betriebene Politik der Emissionsminderung erreicht werden kann. Gerade unter Vorsorgegesichtspunkten erscheint es dem Umweltrat notwendig, das Konzept der einheitlichen Emisssionsbegrenzung, das auf den Stand der Technik ausgerichtet ist, durch die Entwicklung und Festlegung von vorsorgeorientierten Umweltqualitätszielen zu ergänzen.

Die Bundesumweltministerin hat im Juli 1996 diverse gesellschaftliche Akteure zu einem einjährigen Diskussionsprozeß eingeladen, um in Arbeitsgruppen über Zielfestlegungen zu diskutieren und ein Positionspapier zu erarbeiten. Der Umweltrat sieht es als wichtige Aufgabe an, den Zielfestlegungsprozeß kritisch zu begleiten und insbesondere dem Verfahrensaspekt verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Dazu entwickelt der Umweltrat im folgenden eigene Vorstellungen.

2.* Die beiden wichtigsten Aspekte moderner Planung – der Staat ist auf das Wissen und die Kooperationsbereitschaft gesellschaftlicher Akteure angewiesen, und Antizipation und Erfahrungslernen müssen verbunden werden – legen nach Ansicht des Umweltrates vor allem eine Stärkung des partizipativen Elements in der umweltpolitischen Planung nahe.

Die Einbindung der relevanten gesellschaftlichen Teilbereiche erhöht die Legitimation der Planung und erleichtert somit die Übernahme politischer Verantwortung. Um ein effektives Monitoring und die Reaktionsfähigkeit auf neue Entwicklungen sicherzustellen, ist schließlich eine ständige Fortschreibung partizipativer Planung von großer Bedeutung: Wenn die unabdingbare Anpassung von Zielen und Maßnahmen im Gegensatz zur ursprünglichen Zielformulierung unter Ausschluß gesellschaftlicher Akteure erfolgt, werden die Rationalisierungs- und Legitimierungseffekte partizipativer Planung wieder verschenkt.

Diese auf Fortschreibung ausgerichtete partizipative Planung ist nach Ansicht des Umweltrates eine Möglichkeit, auch angesichts eigendynamischer gesellschaftlicher Prozesse und komplexer Problemlagen staatliche Handlungsfähigkeit zu erhalten und weiter auszubauen. Um die Systematik und Legitimität solcher Planungsprozesse sicherzustellen, ist jedoch ihre verfahrensmäßige Organisation von entscheidender Bedeutung. All dies spricht nach Auffassung des Umweltrates dafür, umweltpolitische Ziele in transparenten Verfahren unter Einbeziehung relevanter wissenschaftlicher, staatlicher und gesellschaftlicher Akteure zu formulieren. Dem Staat kommt dabei die Funktion zu, die Initiative zu ergreifen.

Der Umweltrat verkennt allerdings nicht, daß die Initiierung von Prozessen umweltpolitischer Zielformulierung mit politischen Chancen, aber auch nicht unerheblichen Risiken verbunden ist. Einerseits erfordert eine systematische und vorsorgeorientierte Umweltpolitik die Formulierung umweltpolitischer Ziele, andererseits bergen aufwendige Verfahren zur Formulierung nationaler Umweltziele und -pläne im Falle ihres Scheiterns hohe politische Risiken in sich. Während die Einbeziehung unterschiedlichster Interessen die Möglichkeit bietet, die konsensuale Basis und Legitimation für die Zieldiskussion zu schaffen, besteht aber auch die Möglichkeit, daß die unterschiedlichen Interessenkonflikte in dem Entscheidungsprozeß zu einer Blockade führen. Beides kann dazu führen, daß umweltpolitische Zielformulierungsprozesse auf Jahre hinaus in der politischen Diskussion diskreditiert sind.

Von großer Bedeutung ist daher die Frage, in welchem Maßstab und mit welchem Formalisierungsgrad solche Zielformulierungsprozesse durchgeführt werden sollen, um eine systematische Umweltplanung zu ermöglichen, ohne zu große politische Risiken einzugehen. Eine sinnvolle Organisationsform für Prozesse umweltpolitischer Zielformulierung muß daher größtmöglichen Nutzen – Systematisierung der Umweltpolitik – mit möglichst geringen Risiken des Scheiterns verbinden. Der Umweltrat schlägt daher vor, umweltpolitische Ziele auf einer Ebene unterhalb des Umweltpolitikplans zu formulieren. Damit ist gemeint, daß der Anspruch nicht sein sollte, einen bereits vollständig integrierten Umweltpolitikplan als geschlossenes Ganzes zu erstellen, sondern Schritt für Schritt Ziele zu definieren. In einem fortdauernden Prozeß sind danach themenbezogen möglichst umfassend die vorhandenen und absehbaren Belastungen aufzugreifen, und auch im Hinblick darauf müssen wiederum Ziele abgeleitet und politisch festgelegt werden. Dazu ist es notwendig, umweltpolitische Ziele einerseits klar genug zu definieren, um künftige Maßnahmen einleiten zu können und sie andererseits hinreichend flexibel im Hinblick auf künftige Entwicklungen zu halten.

Zur gegenwärtigen umweltpolitischen Entscheidungsfindung

3.* Die politische Aufmerksamkeit ist begrenzt. Es kann immer nur eine Auswahl der tatsächlich relevanten Sachverhalte bearbeitet werden. Gleichzeitig erzeugt die Entscheidung, sich einem Problem zuzuwenden, eine politische Eigendynamik, die die Behandlung anderer Probleme häufig ausschließt. Wenn die politische Agenda durch ein Thema besetzt ist, wird eine institutionelle Dynamik ausgelöst, die die politische Aufmerksamkeit bindet und mögliche andere zu behandelnde Probleme nicht in den Blick kommen läßt. Vor dem Hintergrund dieses Phänomens sind die Forderungen nach einer stärker vorsorgeorientierten und systematischen Umweltpolitik besonders ernst zu nehmen: Eine von Ereignissen oder Zufällen getriebene und deshalb notwendig selektiv arbeitende Umweltpolitik ist nicht geeignet, eine umfassende und vorausschauende Problemlösung zu betreiben. Gegen das Bedürfnis einer an systematisch abgeleiteten Zielen und Indikatoren orientierten Umweltpolitik steht jedoch die politische Realität, die für den außenstehenden Beobachter häufig als irrational und zu kurzfristig orientiert erscheint.

Um zu Handlungsempfehlungen für eine Umweltpolitik zu kommen, die stärker an den Problemen orientiert und auch langfristig tragfähig ist, muß nach den typischen Mustern der politischen Problembehandlung gefragt werden. Umweltprobleme, die die öffentliche und politische Aufmerksamkeit erlangen, zeichnen sich meistens durch ihre gute Sichtbarkeit, ihre technische Regulierbarkeit und ihre gute Darstellbarkeit in den Massenmedien aus. Es ist deutlich geworden, daß häufig die politische Behandlung von Problemen auf katastrophale oder krisenhafte Ereignisse reagiert. An der Klimapolitik zeigt sich zudem, welche Rolle auch die Wissenschaft in der Definition eines politischen Problems spielen kann. Hierzu ist sie jedoch ganz offensichtlich auf eine Kompatibilität des jeweiligen Themas mit den Aufmerksamkeitskriterien der Massenmedien (Neuigkeitswert, Konflikte, Quantifizierbarkeit) angewiesen.

Ob ein einmal erkanntes Problem auf die politische Agenda gelangt, hängt hauptsächlich von drei Faktoren ab: Das Thema braucht eine durchsetzungsfähige Koalition von Akteuren, die sich vom Aufgreifen des Themas eine Stärkung ihrer jeweiligen politischen Interessen versprechen; es müssen ganz offensichtlich eingespielte Konfliktlinien (Politik/Industrie, Industrieländer/Entwicklungsländer) reproduziert werden; das Thema muß entweder zu bereits etablierten Sachfragen passen oder es muß mit diesen verknüpft werden können. Auf der Ebene der Maßnahmen ist in vielen Fällen zu beobachten, daß gerade bei gut etablierten Themen der Gesetzgeber in der Lage ist, aus Erfahrung zu lernen. Auf Implementationsprobleme wird häufig mit innovativen Maßnahmen, neuen Instrumenten und veränderten Problemlösungsansätzen reagiert. Auf der anderen Seite ist zu beobachten, daß einmal beschlossene Maßnahmen eine große Eigendynamik behalten, auch wenn die Annahmen, die das jeweilige Thema auf die politische Agenda gelangen ließen, später als nicht mehr gültig angesehen werden.

4.* Die Analyse einzelner Umweltpolitikfelder belegt, daß Umweltprobleme nicht immer den Aufmerksamkeitskriterien der Politik entsprechen. Vor allem die geringe Sichtbarkeit sowie die schleichende Entwicklung und der damit einhergehende Gewöh-

nungseffekt vieler Probleme stehen einem Aufgreifen durch die Politik entgegen. Wissenschaftlich fundierte Indikatorensysteme sind hier ein hilfreiches Mittel zur Sichtbarmachung ökologischer Zusammenhänge und damit zur Erleichterung der politischen Problemdefinition. Die politische Agenda-Gestaltung und die Politikformulierung sind hochgradig eigendynamische Prozesse. Sie können aber möglicherweise ebenfalls durch die präzise Formulierung der Probleme in Richtung auf eine systematischere Umweltpolitik beeinflußt werden. Vor allem müssen aus dem politischen Prozeß verdrängte umweltpolitische Probleme durch unabhängige Gremien in Erinnerung gehalten werden, um der Selektivität des politischen Prozesses entgegenzuwirken. Für die Verbesserung der häufig mangelhaften Implementation scheint es sinnvoll zu sein, verstärkt auf flexible Zielvorgaben, offenen Umgang mit Informationen und die verstärkte Einbindung nicht-staatlicher Akteure zu setzen.

Auch wo Ziele nicht zu Maßnahmen führen, ist der Prozeß einer ausdrücklichen Zielformulierung von großer Bedeutung, und zwar um politische Unterstützung sicherzustellen, um das Problembewußtsein der relevanten Akteure zu schärfen, um die Aufmerksamkeit für ein Problem zu erhöhen und um der Umweltpolitik im Wettbewerb mit anderen, häufig konfligierenden Politikfeldern ein eigenes Profil zu verleihen. Im Hinblick auf die notwendige Formulierung umweltpolitischer Ziele ergeben sich folgende Empfehlungen:

- Es ist erstens wichtig, die Umweltziele in transparenten Verfahren, d. h. unter Einbeziehung relevanter wissenschaftlicher, staatlicher und gesellschaftlicher Akteure zu formulieren. Da Ziele auch während der Implementationsphase ständig kontrolliert und nachgebessert werden müssen, und da man sich Lernmöglichkeiten offenhalten sollte, wird nachdrücklich für eine ständige Fortschreibung solcher Verfahren plädiert.
- Zweitens muß genau geprüft werden, wie präzise die Ziele auf hohen politischen Ebenen sinnvollerweise formuliert werden sollten. Abhängig von den Eigenschaften des jeweiligen Problembereichs kann eine zu unpräzise Zielformulierung zu viele Interpretationsspielräume in der Implementation eröffnen. Eine zu starre zentrale Festlegung auf Ziele kann aber auch das Wissen und die Handlungspielräume vor Ort ungenutzt lassen und damit umweltpolitische Handlungsmöglichkeiten verschenken.
- Drittens schließlich ist es gerade angesichts komplexer Problemlagen in der Umweltpolitik wichtig, vor Ort politischen Druck auf die implementierenden Institutionen von Seiten nicht-staatlicher Organisationen aufzubauen, da faktisch die Implementation nicht allein durch zentrale Institutionen überwacht werden kann. Notwendigerweise sollte die Einbindung nicht-staatlicher Akteure bereits in die Zielformulierungsprozesse erfolgen.

Zur Festlegung von umweltpolitischen Zielen

5.* Die Diskussion über *umweltpolitische Ziele* wird durch die unterschiedlichen Auffassungen darüber erschwert, was unter dem Begriff zu verstehen und wie er zu differenzieren ist. Der Umweltrat schlägt vor, die Begrifflichkeiten zu vereinheitlichen. Ausgehend von übergeordneten, sehr allgemein gehaltenen Zielvorstellungen der Umweltpolitik *(Leitbilder)* lassen sich *Leitlinien* ableiten. Darunter sind handlungs- und zugleich zielorientierte Grundprinzipien zu verstehen. Sie bilden die erste Operationalisierungsstufe des Leitbildes, indem sie die grobe Denk- und Handlungsrichtung vorgeben, der zur Erreichung des Leitbildes gefolgt werden muß. Die auf die Leitlinien folgende Konkretisierungsstufe wird durch Zieldefinitionen in einzelnen Umweltbereichen, den *Umweltqualitätszielen* gebildet. Sie geben – wenn möglich – einen bestimmten, sachlich, räumlich und zeitlich angestrebten Zustand der Umwelt auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene sowie die damit vereinbaren maximalen stofflichen und landschaftsstrukturellen Belastungen (z. B. Bodenverdichtung, Grundwasserabsenkung) an. Sie enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente und werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt. Auf der Basis der erwarteten Umweltbelastungen lassen sich schließlich die zur ihrer Erreichung notwendigen Schritte formulieren. *Umwelthandlungsziele* sollen möglichst quantifiziert oder anderweitig überprüfbar sein und sind aufgrund ihrer Ausrichtung auf die verschiedenen Belastungsfaktoren aktivitätsorientiert (z. B. emissionsorientiert). *Umweltstandards* schließlich sind quantitative Festlegungen zur Begrenzung von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt. Sie werden aus Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen abgeleitet – sind also als Umweltqualitäts- und -verhaltensstandards möglich – und für unterschiedliche Schutzobjekte, Dimensionen, Schutzziele und nach alternativen Bewertungsansätzen mit unterschiedlicher Rechtsverbindlichkeit formuliert. Bei dem oben skizzierten Zielsystem handelt es sich um eine idealtypische Darstellung.

Mittels der Erarbeitung von *Konzepten für Umweltqualitätsziele* soll die Verknüpfung von Leitlinien, Umweltqualitätszielen, Umwelthandlungszielen und Umweltstandards stärker berücksichtigt werden, denn diese fassen schutzgutbezogene und schutzgutübergreifende Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele für einen abgegrenzten Raum zusammen und systematisieren diese. Als offene, logisch aufeinander bezogene und hierarchisch aufgebaute *Zielsysteme* ordnen sie die einzelnen Ziele dabei nach ihrem Konkretisierungsgrad auf verschiedenen Zielebenen an. Darüber hinaus stellen sie den Bezug zu Instrumenten und Maßnahmen her, wobei die Maßnahmen als eigene Ebene in die Konzepte aufgenommen werden. Auf diese Weise lassen sich die bisher weitgehend getrennt verlaufenden Diskussionen über umweltpolitische Ziele einerseits und über Maßnahmen andererseits zusammenführen.

Obwohl sich der Umweltrat der Skepsis gegenüber Umweltqualitätszielen bewußt ist, sieht er die Chancen, die ein Umweltqualitätszielkonzept als Kernstück einer systematischen Umweltpolitik bietet. Umweltqualitätsziele ermöglichen im Zusammenwirken

mit Indikatoren die Bewertung der Umweltsituation, können zur sachlichen und zeitlichen Prioritätensetzung beitragen, politische Entscheidungen transparenter machen und im Konsens beschlossen zur besseren Akzeptanz sowie leichteren Umsetzung von Maßnahmen führen. Um der vorhandenen Skepsis entgegenzuwirken beziehungsweise das Scheitern der Umweltqualitätsziel-Strategie zu verhindern sowie die politische Wirksamkeit von Umweltqualitätszielen zu erhöhen, sind bei der Erarbeitung von Umweltqualitätszielen bestimmte Anforderungen zu erfüllen. Das heißt, es müssen präzise, möglichst konsensual vereinbarte und in der Anzahl überschaubare Ziele formuliert werden, die das Vorsorgeprinzip hinreichend berücksichtigen, aufgrund von neuen Erkenntnissen modifizierbar sind und einen Bezug zu Instrumenten aufweisen.

6.* Im Hinblick auf die ausgewählten Ansätze auf nationaler Ebene hat sich gezeigt, daß, obwohl Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele in einzelnen Bereichen schon lange vor der Konferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro formuliert wurden und seit Anfang der neunziger Jahre auch Erfahrungen mit Umweltqualitätszielen auf kommunaler Ebene vorliegen, die Erarbeitung eines klar durchstrukturierten, funktionsfähigen und transparenten Umweltqualitätszielkonzepts fünf Jahre nach Rio noch am Anfang steht. Wie der Vergleich der verschieden Ansätze zeigt, stößt die Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen auf verschiedene Schwierigkeiten wissenschaftlich-kognitiver und methodischer Art. Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele sind bislang nur für einige Bereiche wissenschaftlich mit hinreichender Sicherheit formulierbar. Eine erprobte Methode, die die Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen für alle Problem- und Umweltbereiche ermöglicht, liegt nicht vor. Folglich sind die umweltpolitischen Ziele meistens weder sachlich noch räumlich oder zeitlich hinreichend konkretisiert. Zudem genügen nur bedingt sie den Anforderungen bezüglich Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Indikatorenbezug usw.

Umweltqualitätsziele können aufgrund der wissenschaftlichen Unsicherheiten und der einfließenden gesellschaftlichen Werturteile nicht ausschließlich von staatlicher Seite vorgegeben werden. Vielmehr können sie nur in einem gesellschaftlichen Prozeß entwickelt werden, ohne daß die Politik aus der Entscheidungsverantwortung genommen wird. Die Betrachtung der vorhandenen Ansätze verdeutlicht, daß Unklarheit darüber herrscht, wie die Beteiligungsstruktur in einem solchen Prozeß aussehen sollte bzw. welche Kriterien für die Auswahl der zu Beteiligenden zugrunde zu legen sind. Dem Umweltrat ist zudem bewußt, daß je konkreter die Ziele sind, die zur Grundlage des Handelns gemacht werden, desto offensichtlicher die bestehenden Dissense zutage treten.

Insgesamt ist festzustellen, daß noch erhebliche Anstrengungen erforderlich sind, um Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele zu einem funktionierenden Instrument umweltpolitischer Entscheidungsfindung zu machen.

Wie auch Erfahrungen mit der Lokalen Agenda 21 auf kommunaler Ebene zeigen, muß man sich darüber im klaren sein, daß in einer relativ langen Anlaufphase zunächst nur wenige greifbare inhaltliche Ergebnisse zu erwarten sind. Erst nach einer Phase, in der viele konzeptionelle, formale und strukturelle Fragen geklärt werden müssen, können sich die Vorteile eines solchen Instrumentes entfalten. Die Erfahrungen auf kommunaler Ebene zeigen jedoch auch, daß ohne den notwendigen politischen Willen Umweltqualitätsziele ihre Wirkung nur eingeschränkt entfalten können.

Zur Bildung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren

7.* Immer wieder macht sich das Fehlen von *Umweltindikatoren* als Kenngrößen zur Abbildung und Kennzeichnung von komplexen Sachverhalten (Ist-Indikatoren) negativ für die Festlegung von Umweltzielen bemerkbar. Durch den Vergleich von verdichteten Umweltbelastungs-, Zustands- und Reaktionsdaten mit Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen können Soll-Indikatoren gebildet werden. Letztere stellen eine wichtige Informationsbasis über das Ausmaß der Erreichung der Ziele dar. Erst auf der Grundlage einer solchen Referenzgröße kann abgeschätzt werden, welche Maßnahmen notwendig wären, um jegliche Beeinträchtigung zu vermeiden. Ohne diese Kenntnisse kann der gesellschaftliche Bewertungsprozeß, ob diese Maßnahmen angemessen sind oder ob ein gewisses Maß an gesundheitlicher Beeinträchtigung im Interesse der Erreichung gegenläufiger anderer Ziele angemessen ist, nicht fundiert erfolgen. Erst die an abgewogenen Zielen geeichten Indikatoren zeigen an, inwieweit eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung gesellschaftlich gewollt ist.

Bei der Ableitung von Indikatoren für ein nationales umweltpolitisches Zielkonzept hält der Umweltrat dennoch im wesentlichen an den in seinem Umweltgutachten 1994 gestellten Anforderungen fest. Der Umweltrat verbindet damit zugleich die Empfehlung, daß Deutschland auf nationaler wie auf internationaler Ebene im Zuge der fortlaufenden Überarbeitung der bereits vorgeschlagenen Indikatorensysteme konzeptionelle und inhaltliche Ergänzungs- und Weiterentwicklungsvorschläge einbringt.

8.* Aus der Diskussion über die Anforderungen an Indikatorensysteme ergeben sich darüber hinaus folgende Schlußfolgerungen und Handlungsempfehlungen

– für die Koordination der Indikatorenaktivitäten:

  Der Umweltrat konstatiert, daß miteinander konkurrierende Indikatorenaktivitäten zu Beginn der Diskussions- und Entwicklungsphase im Hinblick auf eine gegenseitige Befruchtung durchaus sinnvoll und erstrebenswert sind. Angesichts verbindlicher internationaler Berichtspflichten (OECD, CSD, EU), begrenzter finanzieller Mittel, vor allem aber angesichts dringend zu lösender Umweltprobleme sollte aber so bald wie möglich entschieden werden, welche Vorschläge auf Bundesebene weiterverfolgt und wie diese in einem konsistenten

Gesamtkonzept aufeinander abgestimmt werden können.

- für den Bezug von Indikatoren zu (umwelt-)politischen Zielsetzungen und die Einbettung der Indikatoren in den Zielfestlegungsprozeß:

  Ein aus umweltpolitischer Sicht besonderes Defizit der bisher entwickelten Indikatorensets ist der weitgehend fehlende Bezug zu umweltpolitischen Zielsetzungen. Dadurch mangelt es auch am praktischen Nutzen der Indikatoren für die Kontrolle der Politik und deren künftige Gestaltung. Deshalb fordert der Umweltrat, daß sich die endgültige Festlegung von Indikatoren zumindest auf nationaler Ebene in Ergänzung zur bisherigen Umweltberichterstattung an einem umweltpolitischen Zielsystem orientiert.

  Die Erfahrungen der pragmatisch ausgerichteten Auswahlverfahren zeigen bereits, daß die Aufstellung von Indikatoren spätestens dann ins Stocken gerät, wenn eine Verdichtung bzw. Aggregation der Einzelindikatoren vorgenommen werden soll und hierfür Bewertungshilfen, zum Beispiel in Form von Umweltqualitätszielen und -standards, nicht zur Verfügung stehen und/oder nicht konsensfähig sind. Letztlich benötigt jedes Aggregationsverfahren Referenzgrößen, weil mit jeder Form von Informationsverdichtung eine direkte oder indirekte Bewertung vorgenommen wird. Wenn also überwiegend datengeleiteten Auswahlverfahren der Vorzug gegeben wird, bedeutet das, daß das Problem der Normierung zeitlich nur verlagert wird. Es kann aber auch bedeuten, daß die Orientierung an politischen Zielsetzungen nicht erwünscht ist und somit auch nicht die politische Kontrollfunktion von Indikatoren. Infolgedessen wird eine begründete Fortschreibung bzw. -entwicklung der umweltpolitischen Zielsetzungen erschwert.

  Mit der bloßen Einführung von ausgewählten Umweltindikatoren ohne Hinzuziehung, Ergänzung und Systematisierung von umweltpolitischen Zielsetzungen und Umweltstandards ist keine wesentliche Steigerung der Nutzbarkeit der Umweltberichterstattung für die Gestaltung und Kontrolle der Umweltpolitik möglich. Deshalb empfiehlt der Umweltrat dringend, die Aufstellung von nationalen Umweltindikatoren mit der Aufstellung von umweltpolitischen Zielen zeitlich, inhaltlich und prozedural zu koordinieren und hierfür ein gestuftes Arbeitskonzept aufzustellen.

  Während die Entwicklung von deskriptiven Indikatoren weitestgehend im wissenschaftlichen Raum stattfinden sollte, muß die Normierung der Indikatoren einschließlich der Gewichtung mit dem politischen System abgestimmt und ein tragfähiger Konsens gefunden werden. Internationale Beispiele wie die Erarbeitung der OECD-Indikatoren oder die Indikatorenliste der CSD haben allerdings deutlich gezeigt, daß mit zunehmender Erweiterung der beteiligten Kreise der ursprünglich zugrunde gelegte Ansatz für die Indikatorenbildung an Bedeutung verliert und er mit zunehmender Dauer des Diskussionsprozesses einer interessengeleiteten Zusammenstellung von Indikatoren weicht. Der Umweltrat ist deshalb der Auffassung, daß über die Auswahl und Entwicklung eines Gerüsts von deskriptiven Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren wissenschaftlich entschieden werden muß. In einem hiervon getrennten Prozeß und unter der Beteiligung von gesellschaftlichen Gruppen sind Zielfestlegungen zu treffen, die für die Aggregation und Normbildung für Einzelindikatoren heranzuziehen sind.

- für die Zusammenführung geeigneter Basisdaten zum Zwecke der Indikatorenbildung:

  Sollen die zum Teil sehr aufwendigen Indikatorenaktivitäten nicht nur zur Ermittlung von Informationslücken und allenfalls noch zur Systematisierung und besseren Handhabung laufender Datenerhebungen beitragen, sondern auch tatsächlich die ihnen zugeschriebenen politischen Aufgaben erfüllen und somit zu einer rationalen Politikgestaltung beitragen, dann ist nach Auffassung des Umweltrates eine Koordination mit den derzeit laufenden Datenerhebungen des Bundes und der Länder sowie mit der angestrebten ökologischen Umweltbeobachtung zwingend und dringend geboten.

  Darüber hinaus sind die festgestellten Datenlücken dringend zu beheben. Ein nach wie vor sehr wichtiger Ansatzpunkt zur Verbesserung der Datenlage ist die Implementation der ökologischen Umweltbeobachtung. Mit dieser Datengrundlage kann zum Beispiel ein wichtiger Beitrag zur Ableitung von Funktionalitäts- bzw. Wirkungsindikatoren geleistet werden. Solche Indikatoren können ganz wesentlich zur Früherkennung von schleichenden Umweltveränderungen und damit zum vorsorgenden Umweltschutz beitragen. Deshalb mahnt der Umweltrat auch im Zusammenhang mit der Indikatorendiskussion erneut in aller Entschiedenheit die weitere Erprobung und die Umsetzung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung an.

  Des weiteren empfiehlt der Umweltrat, die bisherigen Projekte der Ökosystemforschung dahin gehend zu evaluieren, welchen Beitrag sie zur Verbesserung der Datenlage und damit zur Aufstellung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren, insbesondere im Bereich der Zustandsbeschreibung von Ökosystemen, leisten können. Schließlich sollten die Ergebnisse dieser Evaluation und der Bedarf an Erkenntnissen über Ursache-Wirkungszusammenhänge zur Ableitung von Indikatoren bei der künftigen Konzeption der Ökosystemforschung berücksichtigt werden.

Zur Verständigung auf umweltpolitische Ziele

9.* Aufgrund der Analysen und der sich daraus ergebenden Defizite bei der Systematisierung der Umweltpolitik schlägt der Umweltrat ein *Verfahrensschema zur Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen* vor. Dabei orientiert sich der Umweltrat insbesondere an seinem mehrstufigen Verfahrensmodell für die Festlegung von Umweltstandards aus dem Umweltgutachten 1996. Er hat dieses Modell jedoch stark

modifiziert, da die Formulierung von Umweltqualitätszielen, Umwelthandlungszielen und Umweltstandards – trotz wechselseitiger Verknüpfungen – jeweils unterschiedlichen Anforderungen unterliegt. Das im folgenden beschriebene Verfahrensschema ist in drei Phasen – Vorbereitung, Entscheidungsfindung sowie Umsetzung und Monitoring – unterteilt (Abb. 1). Die drei Phasen umfassen sieben Verfahrensstufen. Die Stufen sind teilweise durch Rückkopplungen miteinander verbunden.

Die erste Stufe (1) besteht in der Sammlung und Strukturierung vorhandener Zielaussagen, gefolgt von der zweiten Stufe (2) der Zielüberprüfung und Ergänzung. Danach (3) erfolgt die Ermittlung technischer und verhaltensabhängiger Reduktionsmöglichkeiten und eine ökonomische Bewertung. Am Ende der Vorbereitungsphase steht ein endgültiger Vorschlag für ein wissenschaftlich begründetes Zielkonzept und für Prioritäten. In der Phase der Entscheidungsfindung findet die Diskussion (4) und die Festlegung der Ziele und prioritären Themenfelder (5) statt. In der nächsten Stufe (6) werden Standards abgeleitet und Maßnahmen zur Umsetzung ergriffen. Abschließend (7) werden die Umsetzung der Maßnahmen und die Zielerreichung überprüft. Die Verfahrensstufen werden im weiteren noch detaillierter erläutert.

10.* Vorab sollen jedoch kurz einige grundsätzliche Erwägungen sowie Rahmenbedingungen für das Verfahrensschema diskutiert werden. Der Umweltrat ist sich bewußt, daß bei der Ableitung und Formulierung von Umweltqualitätszielen einerseits und Umwelthandlungszielen andererseits nicht nur Gemeinsamkeiten, sondern auch Unterschiede bestehen. So wird unter Umständen im Vergleich zu Umwelthandlungszielen ein Konsens über Umweltqualitätsziele leichter zu erzielen sein. Im Verfahren zur Festlegung von Umweltqualitätszielen wird die angestrebte Qualität festgelegt, die Verteilungsfrage der Belastung bleibt hingegen weitgehend unberührt. Dagegen ist es wesentlich schwieriger, sich über Umwelthandlungsziele zu verständigen – sowohl aufgrund des zunehmenden Konkretisierungsgrades als auch aufgrund des größeren Abstimmungs- und Diskussionsbedarfs, wenn zur Umsetzung ein zeitlicher Rahmen festgelegt werden soll. Der Umweltrat trägt dem Rechnung, indem er ein Verfahrensschema für die Ableitung von Umwelthandlungszielen vorstellt, das jedoch grundsätzlich auf die Ableitung von Umweltqualitätszielen angewendet werden kann.

Das Schema bezieht sich zunächst auf bereits erkannte Belastungssituationen und versucht, unter diesen Schwerpunkte herauszuarbeiten. Jedoch sollte der Prozeß letztlich darauf hinauslaufen, themenbezogen möglichst umfassend die vorhandenen und absehbaren Belastungen aufzugreifen und daraus Ziele abzuleiten, zu formulieren und politisch festzulegen. Dies kann jedoch nur in einem langfristigen und wiederkehrenden Prozeß erfolgen.

Auch wenn dieses Schema einer im Sinne der Vorsorge angestrebten Frühwarnfunktion nur bedingt Rechnung tragen kann, erscheint es über die Integration der ökologischen Umweltbeobachtung und durch Einbeziehung von Indikatoren doch möglich, Belastungen frühzeitiger als bisher zu erkennen, und damit den Prozeß der Zielformulierung und -festlegung schneller einleiten zu können als bisher.

Eine besondere Problematik bei der Zielfestlegung liegt in der Integration des Ressourcenschutzes. Für diesen Bereich lassen sich zwar ohne weiteres Umwelthandlungsziele formulieren. Da es sich jedoch um ein nutzungsbezogenes Themenfeld handelt, lassen sich Umweltqualitätsziele für den Ressourcenbestand aus ökologischen Erwägungen nicht ableiten. Allerdings sind der Rohstoffabbau und die Inanspruchnahme von erneuerbaren Ressourcen mit erheblichen Umweltauswirkungen verbunden. Entsprechende Umweltqualitätsziele für den Bereich Ressourcenschutz sind jedoch anderen, vornehmlich wirkungsbezogen definierten Themenbereichen zuzuordnen, welche die betreffenden Umweltauswirkungen (Emissionen, Landschaftsschutz, strukturelle Belastungen) umfassen. Es ist deshalb besonderes Augenmerk darauf zu richten, daß sie dort auch Berücksichtigung finden.

Die Verfahrensvorschläge sind auf die nationale Ebene zugeschnitten. Allerdings ist der Umweltrat der Überzeugung, daß das vorgeschlagene Verfahrensschema prinzipiell auch auf die regionale und lokale Ebene übertragbar ist. Allerdings ist zu beachten, daß die Bezugsebene für die Festlegung von teilräumlichen Umweltqualitätszielen nicht identisch ist mit Verwaltungs- und Ländergrenzen.

Zudem ist aus der Sicht des Umweltrates eine Verknüpfung der bereits existierenden Prozesse auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene, also eine Koordination „nach oben und nach unten", notwendig – zum einen, um eine „Mindestqualität" der regionalen und lokalen Formulierung und Aushandlung von Zielen und des angestrebten Umweltzustandes zu gewährleisten, zum anderen aber auch, um Diskussionen anzuregen für den Fall, daß regional und lokal formulierte Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele über die nationalen Anforderungen hinausgehen.

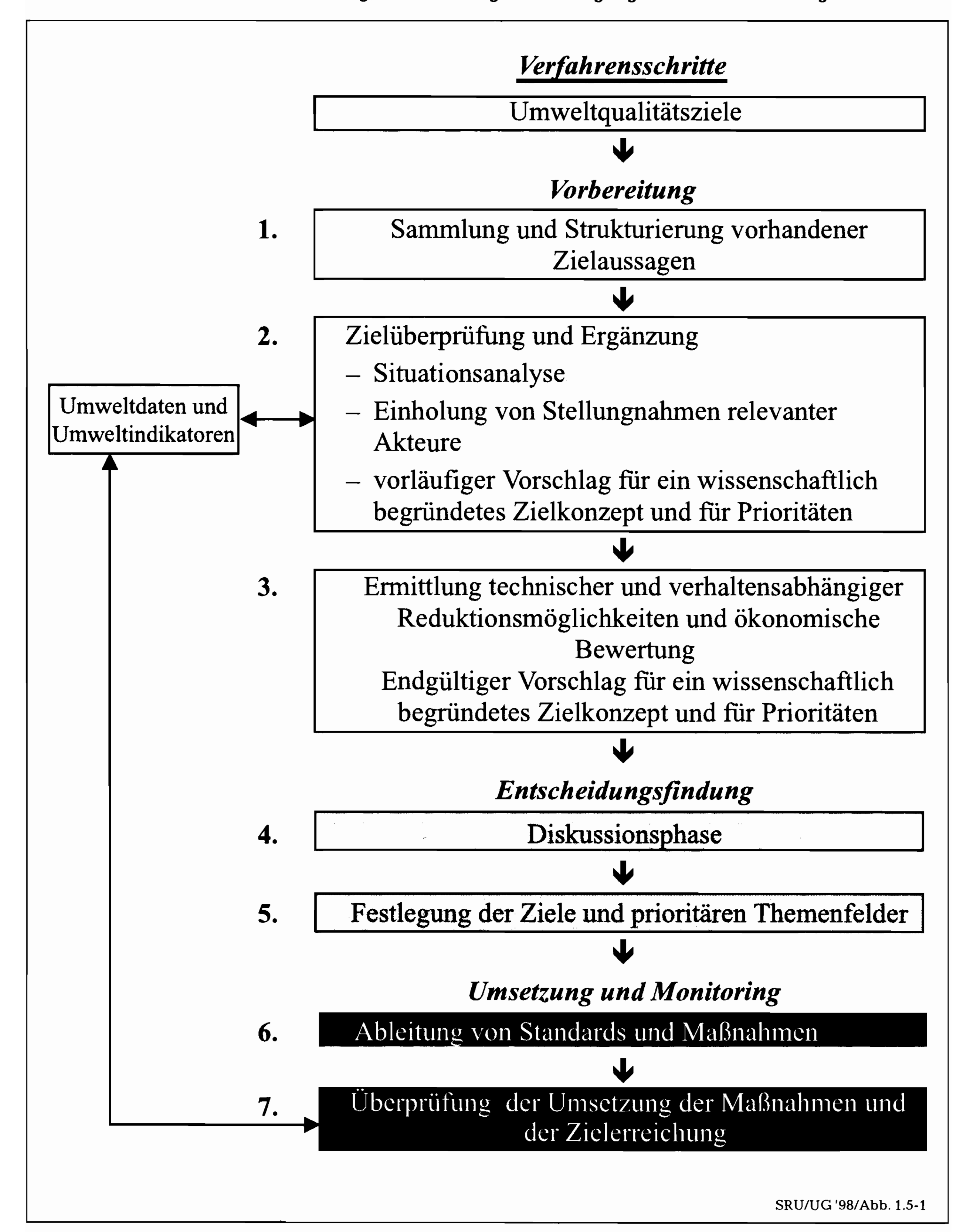
Darüber hinaus sollte die internationale Diskussion zur Formulierung und Festlegung von Zielen beobachtet werden, und die hierbei gewonnenen Erfahrungen Eingang in die nationale Diskussion finden, soweit dies nicht ohnehin verpflichtend ist.

Für die Durchführung des Verfahrens sollte soweit als möglich auf vorhandene institutionelle Strukturen zurückgegriffen werden. Die Aufstellung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen wird aber sicherlich nicht ohne weiteres neben dem Alltagsgeschäft mit erledigt werden können, wie die Praxis auf kommunaler Ebene zeigt. Innerhalb der bestehenden Strukturen müssen also gewisse Rahmenbedingungen geschaffen werden.

Initiator des Verfahrens sollte das Bundesumweltministerium sein, da die Entscheidung darüber, ob und für welche Bereiche Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele festgelegt werden sollen, eine genuin politische Entscheidung der Exekutive ist. Die Aktivitäten müssen dort koordiniert und letzt-

Abbildung 1

Verfahrensschema zur Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umwelthandlungszielen



lich auch umgesetzt werden. Die Exekutive darf trotz ihrer zum Teil moderierenden Funktion nicht aus der politischen Verantwortung entlassen werden. Für die Ableitung und Formulierung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen ist das Umweltbundesamt – unter Einbeziehung externen Sachverstands – die geeignete Institution. Die Bildung neuer Einrichtungen zur Wahrnehmung dieser Aufgaben beurteilt der Umweltrat in Anbetracht der vielen bereits vorhandenen wissenschaftlichen Einrichtungen sowie im Hinblick auf die angespannte Haushaltslage sehr skeptisch. Zudem sind Strukturen durch die bereits bestehenden Aktivitäten in den Grundzügen vorhanden. Allerdings müssen diese Strukturen auf ihre Funktionsfähigkeit und Effizienz überprüft und hinsichtlich der Kooperation der Beteiligten untereinander weiterentwickelt werden. Gerade im Hinblick auf die Implementation, aber auch wegen der Möglichkeit, Kenntnisse über Reduktionspotentiale effektiv zu nutzen, hält der Umweltrat die Einbeziehung der Verursacher von Umweltbelastungen ebenso wie der Umweltverbände in den Aushandlungsprozeß von Umwelthandlungszielen für dringend geboten. Das gleiche gilt für die betroffene Öffentlichkeit. Die Chancen für eine Erweiterung der Konsensbasis sind es wert, eventuell eintretende Verzögerungen im Entscheidungsprozeß oder eventuelle Blockaden in Kauf zu nehmen. Blockaden sollten durch geeignete Maßnahmen (Vermittlung durch neutrale Dritte, Paketlösungen etc.) verhindert oder doch erheblich reduziert werden.

Dem Verfahren muß ein zeitlicher Rahmen vorgegeben werden, um der Gefahr der Verschleppung des Prozesses wirksam vorzubeugen. Der Umweltrat vertritt die Auffassung, daß die Ableitung, Formulierung und Festlegung umweltpolitischer Ziele in einem solchen Verfahrensschema insgesamt eine begrenzte, im Einzelfall festzulegende Zeit in Anspruch nehmen sollte – zumal nach einer Phase der Implementation die Ziele evaluiert und gegebenenfalls fortgeschrieben werden müssen. Die Entscheidungen über umweltpolitische Zielsetzungen sollten idealerweise im Konsens aller Beteiligten getroffen werden. Allerdings ist der Umweltrat der Meinung, daß – abgesehen von der zeitlichen Begrenzung des Diskussionsprozesses – von Anbeginn klargestellt werden muß, daß bei Konflikten zwischen der wissenschaftlichen und der interessengeleiteten Position oder innerhalb beider die Entscheidung über die festzulegenden Ziele hoheitlich von der Exekutive oder gegebenenfalls vom Parlament getroffen werden sollte. Dies gilt auch für den Fall des Scheiterns einer konsensualen Lösung.

Da eine Zielüberprüfung aufgrund während der Implementationsphase gewonnener neuer Erkenntnisse und Entwicklungen, unvorhersehbarer Nebenwirkungen sowie gegebenenfalls neuer Bewertungen wichtig ist, müssen Lernmöglichkeiten offengehalten werden. Der Umweltrat plädiert daher für eine Fortschreibung des Verfahrens zur Zielformulierung, also für einen längerfristigen und wiederkehrenden Prozeß der Zielentwicklung.

Die Funktionen von Umweltzielen, d. h. die Rationalitäts-, Signal- und Orientierungsfunktion, sowie der Bedarf an Flexibilität sprechen nach Auffassung des Umweltrates gegen eine durchgängige Verrechtlichung insbesondere von Umwelthandlungszielen. In der Regel genügt hier eine Behördenverbindlichkeit; eine Außenverbindlichkeit von Umweltzielen kommt nur in Ausnahmefällen in Betracht.

Nach der Festlegung der Ziele sollte die *Fortschreibung* des Zielkonzepts sowohl auf der Basis der Erkenntnisse, die sich aus der Zielüberprüfung ergeben, als auch aufgrund von neuen Erkenntnissen über ökologische, ökonomische, technische und gesellschaftliche Zusammenhänge erfolgen. Der Umweltrat sieht gerade darin eine ganz wesentliche Erfolgsbedingung für eine sachgerechte, langfristig tragfähige und systematische Umweltpolitik.

Erläuterung der Verfahrensstufen

11.* Ausgangspunkt des Verfahrens zur Festlegung von Umwelthandlungszielen ist grundsätzlich die Verfügbarkeit von Umweltqualitätszielen. Jedoch können Umwelthandlungsziele auch formuliert werden, wenn keine oder keine ausreichenden Umweltqualitätsziele bestehen. Die Festlegung von Umwelthandlungszielen nimmt in diesem Fall jedoch Elemente auf, die an sich der Festlegung von Umweltqualitätszielen zugeordnet sind.

1. Im ersten Schritt des Verfahrens erfolgt die *Sammlung und Strukturierung vorhandener Zielaussagen* der verschiedenen Behörden, Institute und Gremien. Dabei sind auch solche mit radikalen Forderungen oder Außenseiterpositionen einzubeziehen. Des weiteren sind Zielaussagen aus den verschiedenen Regelwerken, soweit sie nicht schon in den Studien der Institute enthalten sind, mit zu berücksichtigen. Die inhaltliche Strukturierung sollte nach ausgewählten Belastungssituationen (Problembereichen) erfolgen. Sofern es zur Ableitung eines oder mehrerer Umweltqualitätsziele für eine bestimmte Belastungssituation gekommen ist, wird im ersten Schritt der Vorbereitungsphase an diese Ergebnisse angeknüpft. Ebenso sollten zur Orientierung bzw. zur Schaffung von Vergleichsmöglichkeiten Umwelthandlungsziele aus anderen Ländern herangezogen werden, sofern sie den fachlichen Anforderungen entsprechen (z. B. wissenschaftliche Begründung). Dieser gesamte erste Schritt sollte vom Umweltbundesamt durchgeführt werden.

2. Der zweite Verfahrensschritt, die *Zielüberprüfung und Ergänzung*, ist von besonderer Bedeutung, da hier der gesamte Handlungsbedarf, der sich aus der Vorgabe des Umweltqualitätsziels ergibt, in einer *Situationsanalyse* festgestellt und – wenn nötig – in Teilschritte zerlegt werden sollte. Im einfachsten Fall stellt die Ableitung von Umwelthandlungszielen eine Art Übersetzung der Umweltqualitätsziele dar. Sind diese aber nicht quantifiziert, oder bestehen Zweifel daran, daß sie den Leitlinien der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung einschließlich des Vorsorgeprinzips genügen, oder bestehen Zweifel über die Wirkungen von Handlungen (Emissionen, landschaftsstrukturelle Eingriffe) der Akteursgruppen auf die Umwelt, so entsteht ein zielbezogener Entscheidungs-

bedarf auf der „zweiten Stufe". Es müssen also ohne Rückgriff auf Umweltqualitätsziele Umwelthandlungsziele formuliert werden. Den beschriebenen Unsicherheiten kann durch Bezugnahme auf das Vorsorgeprinzip bzw. auf die Managementregeln des Leitbildes einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung Rechnung getragen werden. Dies läuft im Zweifel darauf hinaus, bei größerer Unsicherheit entsprechend schärfere Umwelthandlungsziele zu formulieren.

Den gesellschaftlich relevanten Akteuren soll durch die *Einholung von Stellungnahmen* von seiten des Umweltbundesamtes frühzeitig die Möglichkeit zur Beteiligung gegeben werden. Erfahrungen auf kommunaler Ebene (z. B. im Rahmen der Lokalen Agenda 21) haben gezeigt, daß sich die Beteiligung gesellschaftlicher Akteure positiv auf die inhaltliche Qualität der Zielkonzepte ausgewirkt hat.

Der aus diesen Aktivitäten resultierende vorläufige Vorschlag für ein wissenschaftlich begründetes Zielkonzept und für eine Prioritätensetzung sollte möglichst konkrete und – wo sinnvoll – quantifizierte Umwelthandlungsziele enthalten. Die Ableitung der Umwelthandlungsziele muß ausführlich und verständlich dokumentiert werden, damit das Zustandekommen jedes einzelnen Ziels nachvollziehbar bleibt. Insbesondere bei quantifizierten Zielen sollten, wo möglich, durch die Formulierung von Maximal- und Minimalanforderungen Handlungsspielräume für die Aushandlungsebene aufgezeigt werden. Aus dem Zielkonzept sollte darüber hinaus hervorgehen, welche Umwelthandlungsziele aus wissenschaftlicher Sicht prioritär umgesetzt werden sollten. In diese Verfahrensstufe gehört auch eine Analyse der Konflikte, die sich aus unterschiedlichen Zielvorstellungen ergeben. Diese Aufgaben sollten vom Umweltbundesamt unter Einbeziehung externen wissenschaftlichen Sachverstandes durchgeführt werden.

3. Im dritten Verfahrensschritt werden von Experten aus Technik, Wirtschaft und Gesellschaft *technische und verhaltensabhängige Reduktionsmöglichkeiten* ermittelt. Dabei sind *Nutzen-Kosten-Analysen* durchzuführen, um die effektivsten und effizientesten Handlungsmöglichkeiten zu ermitteln. Es handelt sich um ein vorläufiges Analyseergebnis, weil in den Nutzen-Kosten-Analysen mit politisch übergreifenden Annahmen zur Überwindung von Unsicherheiten und Gewichtungen zur Aggregation unterschiedlich dimensionierter Teilziele gearbeitet wird. Die Wirkung dieser Annahmen und alternativen Gewichtungen muß zur Vorbereitung der Diskussion und politischen Entscheidung in Form von Sensitivitätsanalysen dargestellt werden. Hierdurch können die im vorangegangenen Schritt formulierten Minimal- und Maximalanforderungen sowie die daraus sich ergebenden Handlungsspielräume zusätzlich bewertet werden. Am Ende dieses Verfahrensschrittes soll ein endgültiger Vorschlag für ein Zielkonzept vom Umweltbundesamt unterbreitet werden.

4. Mit dem vierten Schritt tritt der Verfahrensprozeß aus der Vorbereitungsphase in die Entscheidungsphase. Es ist daher angemessen, daß in dieser Phase nicht mehr das Umweltbundesamt als technisch-wissenschaftliche Fachbehörde, sondern die politisch verantwortliche Exekutive, repräsentiert durch das Bundesumweltministerium, die Verantwortung für die Verfahrensleitung hat. In diesem Schritt *(Diskussionsphase)* erfolgt die Beratung des Zielkonzepts im Plenum. In diesem müssen alle beteiligten Akteure (Experten aus unterschiedlichen Fachdisziplinen, staatliche Entscheidungsträger, insbesondere Vertreter anderer Bundesministerien, Vertreter der Länder und der Kommunen sowie gesellschaftliche Gruppen) vertreten sein; dabei ist auf eine ausgewogene Zusammensetzung zu achten. Das Zielkonzept wird den Akteuren durch das Bundesumweltministerium vorgestellt und diskutiert. Durch Diskussion in Arbeitsgruppen soll versucht werden, aus den durch das wissenschaftliche Konzept vorgegebenen Zielspannen (Minimal- und Maximalanforderungen) zu einem konkreten Ziel zu gelangen. Die Art der Einteilung und Zusammensetzung der Arbeitsgruppen ist abhängig vom Sachverhalt und kann nach Problembereichen und/oder verursacherorientiert erfolgen. Falls sich die vorgenommene Einteilung der Arbeitsgruppen als nachteilig erweisen sollte, ist dies bei der Fortschreibung des Verfahrens zu berücksichtigen.

5. Die Ergebnisse der Arbeitsgruppen sollen ins Plenum zurückfließen, um auch dort diskutiert zu werden. In diesem Schritt sind die Umwelthandlungsziele eines jeweiligen Problembereichs auf Widerspruchsfreiheit und auf ihre Vereinbarkeit mit Zielen anderer Problembereiche abzugleichen. Darüber hinaus muß die (politische) Festlegung der Ziele mit dem ursprünglichen wissenschaftlichen Vorschlag abgeglichen werden. Als Ergebnis der Diskussion sollen von der Exekutive sowohl die Umwelthandlungsziele als auch die prioritären Handlungsfelder zu deren Umsetzung festgelegt werden (*Festlegung der Ziele und prioritären Themenfelder*). Dabei ist ein Konsens der Beteiligten erstrebenswert, aber nicht notwendig.

6. Die *Ableitung von Standards und Maßnahmen* bildet den Übergang von der Entscheidungs- zur Umsetzungs- und Monitoringebene. Dabei stehen grundsätzlich alle umweltpolitischen Instrumente zur Verfügung. Werden ordnungsrechtliche Lösungen gewählt, so können die Umwelthandlungsziele durch Emissionsstandards oder andere Verhaltensstandards verbindlich gemacht werden. Dieser Verfahrensschritt bildet damit die Verbindung zum Verfahren der Umweltstandardsetzung; die Festlegung von Umweltstandards sollte nach den Vorgaben des im Umweltgutachten 1996 beschriebenen Verfahrens erfolgen.

7. Von besonderer Bedeutung für das Erreichen der Umwelthandlungsziele ist die *Überprüfung der Umsetzung der Maßnahmen und der Zielerreichung* nach einem festzulegenden Zeitintervall. Die Maßnahmen sind auf ihre Wirksamkeit zu überprüfen, um eine Korrektur möglich zu ma-

chen. Ebenso ist nicht nur die Erreichung der Umwelthandlungsziele zu überprüfen, sondern es gilt auch – wenn möglich – festzustellen, welche Veränderungen der Umweltsituation erzielt wurden (Verbindung zur Situationsanalyse im Umweltqualitätsziel-Schema). Die Kontrolle der Umwelthandlungsziele erfolgt unter Zuhilfenahme von Umweltdaten (Umweltbeobachtung, Ergebnisse der Ökosystemforschung) und Indikatoren und erfordert gegebenenfalls die Generierung neuer Daten und Indikatoren. Allerdings darf die bei der Setzung der Umwelthandlungsziele getroffene Auswahl nicht beliebig veränderbar sein (nur wenn sich das Ziel inhaltlich ändert), sonst liefe die angestrebte Kontrolle der Politik und Verwaltung leer, weil beliebig andere Maßstäbe zu deren Überprüfung angewendet werden könnten. Auch wenn das Verfahrensschema mit diesem Schritt endet, weist der Umweltrat abschließend noch einmal darauf hin, daß dessen Fortschreibung eine wesentliche Bedingung für eine sachgerechte, langfristig tragfähige und systematische Umweltpolitik ist.

Wie im Verfahrensschema für Umwelthandlungsziele beschrieben, geht die Ableitung von Umweltqualitätszielen idealerweise der Ableitung von Umwelthandlungsziele voraus und wird in einem in der Grundstruktur analogen Verfahrensablauf vollzogen. Dennoch ist das in meßbaren Größen formulierte Umweltqualitätsziel keineswegs zwingende Voraussetzung für die Formulierung von Umwelthandlungszielen. Letztere können auch aus Leitbildern und Leitlinien beziehungsweise verbal konkret beschriebenen Umweltqualitätszielen abgeleitet werden.

2 Zur Umweltsituation und Umweltpolitik

2.1 Umweltpolitische Entwicklungen

12.* Die allgemeine politische Entwicklung in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre ist und bleibt durch nationale, europäische und globale Herausforderungen geprägt, die einen erheblichen Druck auch auf die Umweltpolitik erzeugen. In der Umweltpolitik spiegelt sich dabei eine Situation wider, die auch für die Beurteilung der gesamtpolitischen Entwicklung gilt: Es macht sich ein von allen Seiten beklagter Reformstau in der Politik bemerkbar.

13.* Die deutsche Umweltpolitik steht angesichts dieser Entwicklungen mehr denn je unter dem Druck, effizienter werden zu müssen. Das sollte als eine Chance für die Umweltpolitik begriffen werden. Damit ist aber auch die Gefahr verbunden, daß ökologische Aspekte den ökonomischen untergeordnet werden: Umweltpolitik ist zunehmend nur genehm, wenn sie nur geringe Kosten verursacht. Der Umweltrat hat immer wieder betont, daß das hergebrachte, weitgehend erstarrte Umweltpolitikkonzept der neuen Herausforderung, eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung einzuleiten und voranzutreiben, ohne grundlegende Reformen nicht mehr gerecht werden kann.

Gemäß der *Zielbestimmung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung* sollen gleichermaßen ökologische, ökonomische und soziale Aspekte berücksichtigt werden. Demgegenüber wird aber mancherseits gegenwärtig im Grundsatz der Nachhaltigkeit zuallererst eine Chance für den Abbau des Umweltschutzes zur Stärkung des Wirtschaftsstandortes Deutschland gesehen. Das Konzept der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung sollte nicht dazu benutzt werden, einem substantiellen Abbau des gegenwärtigen Niveaus des Umweltschutzes das Wort zu reden; das Programm der Nachhaltigkeit besteht im Gegenteil darin, einen weitergehenden Einstieg in die Umweltverträglichkeit von Wirtschaft und Gesellschaft anzustreben.

14.* Auch nach acht Jahren *„Umweltunion"* kann eine abschließende Bilanz der Umweltsanierung in den neuen Ländern noch nicht gezogen werden. Die Bemühungen, einheitliche ökonomische Lebensbedingungen in Ost- und Westdeutschland herzustellen, bedeutet für die neuen Länder allerdings gegenwärtig auch die Übertragung negativer Trends der alten Länder auf die Bedingungen in Ostdeutschland, etwa die Zunahme von Emissionen aus dem Verkehrssektor oder die fortschreitende Zerschneidung und Zersiedelung der Landschaft. Hier macht es sich bemerkbar, daß in den neuen Ländern trotz des industriellen Umbaus mit Hilfe moderner Umwelttechnik der Weg einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, wie er vom Umweltrat aufgezeigt worden ist, nicht konsequent beschritten wurde.

15.* In besonderem Maße ist die Umweltpolitik durch die Diskussion um die zunehmende ökonomische *Internationalisierung* („Globalisierung") in die Defensive geraten. Der Umweltrat ist davon überzeugt, daß die zunehmende Internationalisierung für die deutsche Umweltpolitik eine Chance ist, von umweltpolitischen Erfolgen anderer Länder zu lernen; gleichzeitig muß sie für eigene erfolgreiche umweltpolitische Strategien offensiver werben. Darüber hinaus ist auch das Verhältnis zwischen Umweltschutz und internationalem Handel mehr und mehr zur Herausforderung für die umweltpolitischen Akteure geworden. Dazu hat der Umweltrat in einem gesonderten Kapitel Empfehlungen für eine stärker umweltorientierte Welthandelsordnung abgegeben.

16.* Vor dem Hintergrund der oben beschriebenen Entwicklungen und gemessen am Regelungsbedarf

fällt die *umweltpolitische Bilanz* der Bundesregierung in der Berichtsperiode eher bescheiden aus.

Besondere Bedeutung mißt der Umweltrat der Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes als bundesweite Vorgabe für den Bodenschutz bei. Inwieweit das neue Gesetz ausreichenden Schutz und Vorsorge gegen flächig wirkende, diffuse Stoffeinträge sowie gegen strukturelle Eingriffe bietet, wird nicht nur von den in der Bodenschutz- und Altlastenverordnung festgelegten Prüf-, Maßnahmen- und Vorsorgewerten, sondern auch maßgeblich von den noch auszugestaltenden Landesgesetzen abhängen. Wesentliche Grundlage eines flächendeckenden vorsorgenden Bodenschutzes ist nach Auffassung des Umweltrates der Aufbau eines bundesweiten Bodeninformationssystems. Auch wiederholt der Umweltrat seine Anregung, regelmäßig einen Bodenzustandsbericht zu erstellen. Es wird zukünftig darum gehen, im Rahmen der Festlegungen in den untergesetzlichen Regelwerken bestehende Unzulänglichkeiten im Bundes-Bodenschutzgesetz sukzessive zu beseitigen sowie Nachbesserungen vor allem auch auf der Grundlage von Erfahrungen aus der Anwendung des Gesetzes einzubringen.

Der Umweltrat bedauert es sehr, daß bei der Novelle zum Bundesnaturschutzgesetz nicht einmal ein Minimalkonsens erzielt werden konnte, um drei Jahre nach Fristablauf zumindest die Umsetzung der EU-Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie wildlebender Tiere (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) sicherzustellen und drohende Strafgelder zu vermeiden. Es ist nicht hinnehmbar, daß die nur noch wenigen schutzwürdigen Biotope in Deutschland dem Streit um Ausgleichszahlungen für die Landwirte zum Opfer fallen. Der Umweltrat wiederholt zudem seine Forderung, auch die „ordnungsgemäße Landwirtschaft" konkret anhand der ökologischen Erfordernisse zu definieren. Der Umweltrat fordert die Bundesregierung erneut auf, dem Naturschutz größeres Gewicht zukommen zu lassen und die überfällige grundlegende Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes nicht an den gegenläufigen Interessen von Landwirtschaft, Verkehr und Industrie scheitern zu lassen.

17.* Von erheblicher Bedeutung für den Umweltschutz, insbesondere den Naturschutz, ist die Novellierung des Baugesetzbuches und des Raumordnungsgesetzes durch das Bau- und Raumordnungsgesetz 1998 (BauROG). Die neuen Regelungen entsprechen teilweise – aber auch nur teilweise – den Vorstellungen des Umweltrates. Von erheblicher umweltpolitischer Bedeutung sind die unmittelbare Bindung von Planfeststellungen sowie von Genehmigungen für Abfallentsorgungsanlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz an die Ziele der Raumordnung und im letzten Fall die unmittelbare Verpflichtung, die sonstigen Erfordernisse, das heißt insbesondere die Grundsätze, der Raumordnung im Genehmigungsverfahren zu berücksichtigen (§ 4 ROG). Damit wird ein Gutteil der Deregulierung des Zulassungsrechts für Abfallentsorgungsanlagen wieder rückgängig gemacht, indem in das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren ein systemfremdes Abwägungselement eingeführt wird.

2.2 Übergreifende Fragen der Umweltpolitik

2.2.1 Zum Umweltgesetzbuch

18.* Die Unabhängige Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch hat im September 1997 den Entwurf eines Gesetzbuches vorgelegt.

Der Umweltrat hat sich grundsätzlich für eine Kodifizierung des deutschen Umweltrechts ausgesprochen, aber zu bedenken gegeben, ob nicht die Schaffung eines allgemeinen Umweltgesetzes und eine moderate, auf bessere Abstimmung der selbständig bleibenden Materien des besonderen Umweltrechts bedachte Reform der richtigere Weg sei. Die Bundesregierung nähert sich nunmehr mit dem Vorschlag für ein Erstes Buch eines Umweltgesetzbuches diesem Verständnis an, in dem einheitliche Grundlagen für die Prüfung und Genehmigung großer Vorhaben geschaffen und auf diesem Weg die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung und die Änderungsrichtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung in das deutsche Recht umgesetzt werden. Der Umweltrat sieht den von der Bundesregierung beschrittenen Weg zwar als gangbar und umweltpolitisch möglicherweise sogar vorteilhaft, aber auch als nicht unproblematisch an. Der Vorteil liegt darin, daß mit der Einführung eines Ersten Buches des Umweltgesetzbuches ein politischer Präzedenzfall geschaffen würde, der dem Gesamtprojekt zugute käme. Allerdings hätte dies erhebliche Systemänderungen im deutschen Anlagenzulassungsrecht zur Folge, die auch zu Interessenkonflikten in Wirtschaft und Verwaltung führen können. Der Umweltrat sieht überdies die Gefahr, daß ein Scheitern dieses Wegs ein schwerer Rückschlag für das Kodifikationsprojekt im ganzen wäre.

19.* Der Umweltrat hält das Konzept des Entwurfes insofern für undeutlich, als die medienübergreifenden Grundpflichten auf Konkretisierung angelegt (§ 83 Abs. 3 KommEntw.) und in den Kapiteln des Besonderen Teils über Bodenschutz, Gewässerschutz und Immissionsschutz zum Teil medienspezifische Grundpflichten festgelegt sind (§§ 329, 362, 422 KommEntw.). Es hätte nahegelegen, diese Pflichten von vornherein in den Allgemeinen Teil zu übernehmen oder aber klarzustellen, daß sie zwar der Konkretisierung der allgemeinen Grundpflichten dienen, aber nicht eine Rückkehr zum medialen Ansatz des bisherigen Rechts bedeuten sollen.

20.* Trotz der Unklarheiten der IVU-Richtlinie selbst sowie der Meinungsverschiedenheiten darüber, inwieweit das geltende Recht bereits den Anforderungen der Richtlinie genügt, ist die vom UGB-Entwurf vorgeschlagene Einführung einer integrierten Umweltgenehmigung, die für IVU-pflichtige Anlagen sämtliche bislang sektoralen Genehmigungen ersetzt, zu begrüßen – wie der Umweltrat bereits in seinem Umweltgutachten 1996 festgestellt hat. Nach Auffassung des Umweltrates wird die Vorgehensweise des UGB-Entwurfes, welche die zwei Umsetzungsmodelle verbindet, dem integrativen Anspruch der Richtlinie am ehesten gerecht.

21.* Durch die IVU-Richtlinie wird die Frage der Interpretation des Vorsorgeprinzips neu aufgeworfen.

Der Umweltrat hält an seiner bereits früher geäußerten Auffassung fest, daß für die Zukunft die technikbezogene Vorsorge eher „eingefroren" und die künftige Umweltpolitik stärker an vorsorge- und nachhaltigkeitsbezogenen Umweltqualitätszielen ausgerichtet werden sollte. Die Relativierung der „bestverfügbaren Technik" durch die örtlichen Verhältnisse, bei Aufrechterhaltung eines hohen Schutzniveaus, wie sie die Richtlinie vorsieht (Art. 9 Abs. 4), sollte daher nicht unbesehen aus einem traditionellen Verständnis von Vorsorge oder unter dem kurzfristigen Gesichtspunkt des Standortwettbewerbs zwischen den Mitgliedstaaten kritisiert, sondern auch als Chance für eine vorsichtige Öffnung der erstarrten deutschen umweltpolitischen Konzepte verstanden werden. Der Umweltrat weist aber ausdrücklich darauf hin, daß bei Stoffen, für die nach dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse ein Schwellenwert nicht angegeben werden kann, weiterhin eine Minimierung der Stoffeinträge anzustreben ist. Auch unabhängig hiervon entspricht es dem Postulat einer ausgewogenen Umweltpolitik, Emissionsstandards für umweltpolitisch bedeutsame Schadstoffe, die in der ersten Hälfte der achtziger Jahre festgesetzt worden sind, an neuere Regelwerke anzupassen. So sollten z.B. die Emissionsgrenzwerte der Verordnung über Abfallverbrennungsanlagen auch auf Kraftwerke, Zementfabriken und Stahlwerke erstreckt werden.

22.* Der Umweltrat begrüßt Regelungen über die Beteiligung der Öffentlichkeit und sachverständiger Gremien an der Rechts- und Regelsetzung sowie über die Transparenz der Entscheidungsfindung. Sie sind geeignet, die im Hinblick auf das Rechtsstaats- und das Demokratieprinzip bedenklichen Defizite des geltenden Rechts abzubauen und sie vermögen die Verfahrensvorschläge aufzunehmen, die der Umweltrat selbst zur Verbesserung des Verfahrens zur Setzung von Umweltstandards gemacht hat. Bedenken hat der Umweltrat allerdings gegen das Modell einer zentralen Umweltkommission. Im Vordergrund einer Verbesserung solcher Entscheidungsverfahren sollte nicht die Schaffung neuer Institutionen, sondern die Vorgabe einer weitgehend einheitlichen Verfahrensweise stehen, die den Anforderungen an wissenschaftliche Begründung und ausgewogene Interessenberücksichtigung entspricht. Die Einrichtung einer zentralen Umweltkommission mag lediglich als Motor der Vereinheitlichung und Konkretisierung der Verfahrensordnungen und damit als Einrichtung auf begrenzte Zeit und mit begrenztem Mandat erwogen werden. Die Daueraufgabe der Koordinierung bei der Setzung von Umweltstandards kann und sollte in erster Linie durch Ausgestaltung des Verfahrens geleistet werden. In das vom Umweltrat vorgeschlagene Verfahrensmodell könnten dementsprechend Verfahrensschritte eingebaut werden, die der Koordinierung mit parallel verlaufenden Prozessen der Standardsetzung und der Berücksichtigung anderer Standardkonzepte dienen.

2.2.2 Selbstverpflichtungen der Wirtschaft als Instrument der Umweltpolitik

23.* Seit Anfang der achtziger Jahre hat die deutsche Wirtschaft etwa 70 Selbstverpflichtungen (einschließlich einiger „formeller" Vereinbarungen) und über 20 rein interne Selbstverpflichtungen abgegeben. Hinzu kommen 19 Branchenverpflichtungen im Rahmen der Selbstverpflichtung der deutschen Industrie zum Klimaschutz. Im europäischen Vergleich ist die Zahl der Selbstverpflichtungen damit relativ hoch, wobei gerade in den letzten Jahren ein erheblicher Anstieg zu verzeichnen war. Seit Anfang der neunziger Jahre haben Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft zur Umsetzung der Produktverantwortung der Hersteller und des Handels eine besondere Rolle erlangt. Die bedeutendste Selbstverpflichtung ist allerdings die Erklärung der deutschen Industrie hinsichtlich der Reduzierung der CO_2-Emissionen.

24.* Die wachsende Bedeutung von Selbstverpflichtungen in der Umweltpolitik hat zwei miteinander zusammenhängende politische Gründe. Zum einen ist es erklärte Politik der Bundesregierung, Selbstverpflichtungen möglichst den Vorrang vor ordnungsrechtlichen Lösungen zu geben. Diese Position entspricht weitgehend den Forderungen der Wirtschaft, während sie von den Umweltverbänden entweder strikt abgelehnt oder doch mit erheblicher Skepsis bewertet wird. Die Umweltverbände sind sich mit jenen Wissenschaftlern und Politikern einig, die ordnungspolitische Bedenken gegen Selbstverpflichtungen erheben. Zum anderen sind Selbstverpflichtungen in der gegenwärtigen Stagnationsphase der Umweltpolitik ein Mittel, um durch Vereinbarung etwas zu erreichen, was man im politischen Prozeß nicht erreichen zu können glaubt.

25.* Wegen der erheblichen ordnungspolitischen Bedenken und Bewertungsprobleme erscheint dem Umweltrat ein vorsichtiger, eher restriktiver Einsatz des Instruments Selbstverpflichtung nach wie vor geboten. Die verfassungsrechtliche Zulässigkeit und die verfassungsrechtlichen Grenzen von Selbstverpflichtungen sind keineswegs gesichert. Selbstverpflichtungen liegen vielmehr in einer rechtlichen „Grauzone", was auch aus diesem Grund einen vorsichtigen Umgang mit diesem Instrument der Umweltpolitik nahelegt. Bevor Selbstverpflichtungen zu einem zentralen Instrument der Umweltpolitik werden, sollten zunächst die Bewertungsprobleme gelöst und weitere praktische Erfahrungen gesammelt werden.

26.* Die Vorteile von Selbstverpflichtungen liegen einmal darin, daß sie der staatlichen Umweltpolitik Zugriff auf Informationen geben, die nur bei der Wirtschaft vorhanden sind, und das Problemlösungspotential aller Akteure der Gesellschaft nutzen, um zu gemeinsamen Lösungen komplexer und langfristiger Umweltprobleme zu gelangen. Darüber hinaus können sie – neben nur bedingt zu erwartenden Effizienzvorteilen – dazu beitragen, die negativen Verteilungswirkungen von Umweltschutzmaßnahmen abzumildern, indem sie Lösungen ermöglichen, die auf die Kostensituation und den Investitionszyklus der einzelnen Unternehmen zugeschnitten sind.

27.* Produktbezogene Selbstverpflichtungen kommen insbesondere dort in Betracht, wo weniger umweltbelastende Substitute noch nicht verfügbar sind,

aber die absehbaren Innovationstrends für die Zukunft erwarten lassen, daß solche Substitute entwickelt werden können.

28.* Allerdings bestehen gewisse wettbewerbsrechtliche Probleme, da Selbstverpflichtungen wettbewerbsrelevante Kartelle oder zumindest kartellähnliche Absprachen sind. Das Bundeskartellamt hat zu Recht die Anwendbarkeit des Gesetzes gegen Wettbewerbsbeschränkungen auf Selbstverpflichtungen stets bejaht und unter Aufgabe seiner alten Auffassung betont, daß Ausnahmen für wettbewerbsbeschränkende Selbstverpflichtungen, die auf einer politischen Abwägung der Belange des Umweltschutzes und des Wettbewerbs beruhen, einer eindeutigen politischen Legitimation bedürfen. Am problematischsten unter dem Gesichtspunkt der Wettbewerbswirkungen dürften Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft sein, in denen eine Pool-Lösung vorgesehen ist oder ermöglicht wird. Die ausnahmsweise Zulassung wettbewerbsrelevanter Selbstverpflichtungen ist nur dann sinnvoll, wenn das öffentliche Interesse an effektivem Umweltschutz mittels Selbstverpflichtungen die negativen Wettbewerbsauswirkungen eindeutig überwiegt. Der von der Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch vorgeschlagene zweiteilige Freistellungstatbestand wird für erwägenswert gehalten.

Selbstverpflichtungen unterliegen auch dem europäischen Wettbewerbsrecht. Bislang hat die Kommission eine Reihe von insbesondere preisbezogenen Selbstverpflichtungen beanstandet. Der Umweltrat weist auf den Vorrang des europäischen Umweltrechts gegenüber dem deutschen Wettbewerbsrecht hin. Dieser Vorrang gilt sowohl hinsichtlich eines Verbots gemäß Artikel 85 Abs. 1 EGV gegenüber einer deutschen Erlaubnis als auch für den umgekehrten Fall. Soweit die Kommission jedoch untätig bleibt oder nur eine informelle Freistellung erteilt, können die Mitgliedstaaten einen strengeren Maßstab anlegen.

29.* Als Bewertungsgrundlage für Selbstverpflichtungen kommt insbesondere der Vergleich mit alternativen Instrumenten (Ordnungsrecht, ökonomische Instrumente), dem technischen Vermeidungspotential, mit der Entwicklung der Umweltbelastungen aufgrund eines Trendszenarios und mit der Umweltbelastung im Basisjahr in Betracht. Allerdings weisen Aussagen über den Erfolg oder Mißerfolg von Selbstverpflichtungen in Abhängigkeit von der Art der Selbstverpflichtung zum Teil erhebliche methodische Unschärfen auf. In jedem Fall bedarf es vor dem Einsatz der Selbstverpflichtung als Instrument der Umweltpolitik einer sorgfältigen Evaluation, insbesondere im Hinblick auf die Wirksamkeitsvoraussetzungen. Selbstverpflichtungen dürfen keine Mogelpakkungen sein. Sie müssen soweit wie möglich quantifizierte Ziele anstreben, die durch Zugrundelegung eindeutiger und nachprüfbarer Basisgrößen (z. B. Basisjahr, Basisemissionen) überprüfbar sind. Es sind verbindliche Zwischenziele zu setzen, die zwar die Flexibilität der betroffenen Unternehmen auf der Zeitachse hinsichtlich der Anpassungsinvestitionen beeinträchtigt, dafür aber als Auslöser für eine Überprüfung der Erfolgsaussichten der Selbstverpflichtung und gegebenenfalls für eine neue Verhandlung hilfreich sind. Um notwendige Anpassungsmaßnahmen zu fördern, sollten Selbstverpflichtungen auch eine Revisionsklausel enthalten. Sie müssen ferner umweltpolitisch anspruchsvoll sein und daher über die nach dem regelmäßigen Verlauf der Entwicklung erwartbaren Umweltentlastungen hinausgehen. Ihr Erfolg muß durch Monitoring und Berichte transparent gemacht werden. Monitoring- und Berichtspflichten sind eine Voraussetzung für die Überprüfung der Zielerreichung und für die Akzeptanz von Selbstverpflichtungen. Der Umweltrat schlägt darüber hinaus die Errichtung einer Clearingstelle vor, die sowohl die Texte als auch die Monitoringergebnisse der Öffentlichkeit zugänglich macht.

30.* Aus Sicht des Umweltrates besteht Diskussionsbedarf über die Frage nach der Legitimität von Verhandlungen zwischen staatlichen und wirtschaftlichen Akteuren um den Abschluß von Selbstverpflichtungen. Dabei ist von großer Bedeutung, daß es für Verhandlungen keine geregelten Verfahren gibt. Damit fehlt ihnen zunächst die Legitimität von Regelungen, die in einem Verordnungs- oder Gesetzgebungsverfahren beschlossen werden. Dies gilt insbesondere für das Fehlen von Partizipationsmöglichkeiten. Dieser Mangel in der gegenwärtigen Praxis der Selbstverpflichtung sollte daher überwunden werden, ohne freilich eine Verrechtlichung des Instruments anzustreben. Daher sollte der Öffentlichkeit, insbesondere den Umweltverbänden, die Möglichkeit eingeräumt werden, zu Selbstverpflichtungen in einem fortgeschrittenen Entwurfsstadium Stellung zu nehmen. Ausnahmsweise sind zwar Blockaden von Selbstverpflichtungen denkbar; die Argumente, die für eine Partizipation sprechen, lassen dieses Risiko jedoch hinnehmbar erscheinen.

Die Bundesregierung sollte ferner gehalten sein, periodisch den Erfolg und gegebenenfalls die notwendigen Maßnahmen bei absehbarem Mißerfolg einer Selbstverpflichtung zu prüfen und einer Öffentlichkeitsbeteiligung zu unterwerfen. Hierdurch kann das Partizipationsdefizit bei Verhandlungen über Selbstverpflichtungen kompensiert, die Letztverantwortung der Bundesregierung für den Erfolg ihrer Umweltpolitik verdeutlicht und Akzeptanz für das Instrument der Selbstverpflichtung gewonnen werden.

Außerdem tendieren Selbstverpflichtungen dazu, Kompromisse zu Lasten nichtbeteiligter Dritter zu schaffen. Allerdings bietet das Kartellrecht eine gewisse Gewähr dafür, daß keine zu schwerwiegenden Belastungen für Dritte entstehen.

31.* Die Umweltwirksamkeit von Selbstverpflichtungen kann durch die Wahl der Rechtsform des Vertrages beziehungsweise durch Sanktionen im Fall der Nichterfüllung verbessert werden. Als einseitig den Verband und gegebenenfalls dessen Mitglieder verpflichtender öffentlich-rechtlicher Vertrag wäre eine Umweltvereinbarung grundsätzlich zulässig, jedoch erscheint es unrealistisch, von der Wirtschaft derartige Bindungen zu erwarten, wenn der Staat sich nicht seinerseits ebenfalls verpflichtet, zumindest für einen bestimmten Zeitraum von einer ord-

nungsrechtlichen oder ökonomischen Regulierung abzusehen. Gegenseitige Umweltvereinbarungen, die den Staat zum Verzicht auf eine gesetzliche Regelung verpflichten, sind bislang überwiegend für unzulässig gehalten worden.

32.* Die Bedenken gegen die „Weichheit" von Selbstverpflichtungen beruhen nicht nur auf der rechtlichen Unverbindlichkeit, sondern auch auf der fehlenden Sanktionsgewalt der Branchenverbände gegenüber ihren Mitgliedern. Dem steht jedoch entgegen, daß die Mitglieder oder jedenfalls die Mitgliederversammlung der Selbstverpflichtung zustimmt und dem Staat bei Erfolglosigkeit einer Selbstverpflichtung die Rückkehr zum normalen ordnungsrechtlichen Instrumentarium offensteht. Insgesamt dürfte es schwierig sein, in Selbstverpflichtungen Sanktionen einzubauen, die rechtsstaatlichen Anforderungen entsprechen. Diese evidenten Nachteile von Selbstverpflichtungen sind allerdings in Relation zum üblichen Vollzugsdefizit im Ordnungsrecht und möglichen illegalen Verhalten bei ökonomischen Instrumenten zu sehen.

33.* Der Kommissionsentwurf eines Umweltgesetzbuchs schlägt nunmehr eine Ermächtigung zum Abschluß bindender normersetzender Umweltschutzverträge nach dem Muster des Tarifvertrages vor. Von einer derartigen Regelung ist abzuraten. Ausländische Erfahrungen belegen, daß die Verrechtlichung von Selbstverpflichtungen ihrer Akzeptanz als Instrument der Umweltpolitik eher abträglich ist. Gegen eine Ermächtigung, Umweltvereinbarungen mit Bindung für die vertragsschließenden Parteien abzuschließen, gelten diese Einwände allerdings nur in eingeschränktem Umfang. Eine derartige Ermächtigung erscheint jedenfalls sinnvoll, um den gemeinschaftsrechtlichen Anforderungen zu entsprechen.

2.2.3 Öko-Audit-Verordnung

34.* Der Umweltrat hält die Öko-Audit-Verordnung grundsätzlich für ein taugliches Instrument zur freiwilligen Verbesserung der betrieblichen Umweltleistung. Gleichwohl sind erst weitere Erfahrungen mit diesem Konzept abzuwarten, da empirische Untersuchungen über die Leistungsfähigkeit der Öko-Audit-Verordnung noch ausstehen. Allerdings besteht eine Reihe von Kritikpunkten. Mit der Zulassung von Einzelgutachtern wurde in Deutschland ein System etabliert, das im Widerspruch zu der im Ausland überwiegend praktizierten Zulassung von Organisationen steht. Die deutsche Praxis steht der Etablierung eines international anerkannten Umweltmanagementsystems entgegen, da bereits jetzt erkennbar wird, daß dem System des Einzelumweltgutachters mit Mißtrauen begegnet wird. Der Umweltrat empfiehlt ferner, das Qualitäts-, Arbeitsschutz- und Umweltschutzmanagement sowie möglicherweise weitere Managementaspekte in einem umfassenden Managementsystem zu integrieren und dies künftig bei der Novellierung bestehender beziehungsweise der Entstehung neuer Systeme zu berücksichtigen. Andernfalls besteht die Gefahr, daß ein neues System lediglich als ein „Anhängsel" eines bereits etablierten Systems eingeführt wird. Die in einzelnen EU-Mitgliedstaaten geäußerte Auffassung, die Einhaltung aller umweltrelevanten Vorschriften sei für die Validierung nicht erforderlich, lehnt der Umweltrat ab. Erst die Verpflichtung zur Durchführung eines Compliance- Audits eröffnet den Spielraum für Deregulierungs- beziehungsweise Substituierungsstrategien. Hinsichtlich der Frage, mit welcher Prüftiefe, d. h. mit welchem Inhalt und Umfang der Umweltgutachter zu prüfen hat, scheint es geboten, ein repräsentatives Prüfschema mit einem einheitlichen Kriterienkatalog zu entwickeln, wie es der Umweltgutachterausschuß gegenwärtig unternimmt.

35.* Der Umweltrat begrüßt, daß mit der ISO 14001 eine weltweit geltende Norm entwickelt wurde, wenngleich die Norm insgesamt inhaltlich weniger anspruchsvoll ist als die Öko-Audit-Verordnung. Insbesondere fehlen die nach außen wirksamen Elemente sowie die Verpflichtung zur Durchführung eines Compliance-Audits. Zudem ist nach wie vor nicht abschließend geklärt, inwieweit die ISO 14001 eine Verpflichtung zur kontinuierlichen Verbesserung der Umweltleistung enthält. Aus diesem Grund können mit der Zertifizierung nach ISO 14001 Maßnahmen der Deregulierung und Substitution kaum begründet werden. Der Umweltrat favorisiert die Öko-Audit-Verordnung, weil sie höhere inhaltliche Anforderungen stellt und damit auch als Grundlage für eine Deregulierung in Frage kommt. Er erkennt aber an, daß auch eine Zertifizierung nach ISO 14001 zu einer erheblichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes führen kann.

36.* Im Zusammenhang mit der Öko-Audit-Verordnung wird regelmäßig der Abbau beziehungsweise die Öffnung umweltverwaltungsrechtlicher Regelungen gefordert. Der Umweltrat hält Deregulierungsansätze für erstrebenswert. Er weist jedoch darauf hin, daß häufig nur Doppelprüfungen vermieden werden können oder aber Verlagerungen von Prüfungen auf den Umweltgutachter stattfinden. Es ist also zweifelhaft, ob tatsächlich Erleichterungen für die Unternehmen zu erreichen sind. Der Abbau umweltrechtlicher Regelungen kommt im übrigen nur dann in Betracht, wenn aussagekräftige Studien über die Leistungsfähigkeit des Umwelt-Audit-Systems vorliegen. Die existierenden Vorschläge bedürfen noch der Ausarbeitung im Detail. Der Staat kann und darf nicht ohne weiteres darauf vertrauen, daß die mit der Öko-Audit-Verordnung verfolgten Ziele und Vorstellungen auch tatsächlich erreicht werden. Er muß zumindest in der Lage sein, diese Voraussetzungen im Zweifelsfall zu überprüfen. Andernfalls verletzt er seine Schutzpflichten.

37.* Mit den Substitutionsvorschlägen wurde ein Konzept erarbeitet, das die materiellen Vorgaben des Umweltrechts unberührt läßt und für die Verwaltung vollziehbare Anweisungen geschaffen hat, die sowohl den Umweltbehörden als auch den Unternehmen zum Teil erhebliche Entlastungen verschaffen. Allerdings sind auch die Substitutionsvorschläge nicht unproblematisch. Die Vollzugspraxis wird zeigen, in welchem Umfang die Substitutionsvorschläge unter Beachtung des Prinzips der funktionalen Äquivalenz mit Erfolg eingesetzt werden können. Soweit

Anhaltspunkte dafür bestehen, daß an einem registrierten Standort die Einhaltung aller Umweltvorschriften nicht gewährleistet ist, kann die zuständige Behörde wieder die üblichen Vollzugsinstrumente anwenden. Zeichnet sich nach einer bestimmten Frist das Scheitern dieses Modells ab, kann eine entsprechende Änderung der Verwaltungsvorschriften vorgenommen werden.

38.* Mit der UAG-Erweiterungsverordnung wird einer wesentlich größeren Zahl von Unternehmen Gelegenheit zur Teilnahme am System gegeben. Es ist jedoch zu bedenken, daß die Standortfrage zum einen hinsichtlich der Grenzen des Standortes, zum anderen hinsichtlich der Prüfdichte neue Kontroversen aufwerfen wird.

39.* Nach Ansicht des Umweltrates sollten die wesentlichen inhaltlichen Elemente der Öko-Audit-Verordnung in der anstehenden Novellierung nicht verändert werden. Die Ausweitung ihres Anwendungsbereiches wird grundsätzlich begrüßt. Zu beachten ist allerdings, daß die Öko-Audit-Verordnung ursprünglich für das produzierende Gewerbe entwickelt wurde. Nichtproduzierende Unternehmen könnten wegen der geringeren Umweltbelastungen eine Registrierung mithin sehr viel einfacher erlangen. Dies könnte den Wert einer Auditierung inflationieren. Dem könnte möglicherweise mit einem alternativen Anforderungskatalog begegnet werden. Eine stärkere Anlehnung der Gliederung der Öko-Audit-Verordnung an die klarer gegliederte ISO 14001 wird befürwortet. Überlegungen, den Standortbegriff der Öko-Audit-Verordnung zugunsten des Organisationsbegriffs der ISO 14001 aufzugeben, steht der Umweltrat ebenso positiv gegenüber wie dem Vorschlag, die Umwelteigenschaften der von auditierten Unternehmen hergestellten Produkte in größerem Umfang zu berücksichtigen. Die Einführung eines Öko-Audit-Logos wäre überdies dazu geeignet, die bislang noch zu geringe Aufmerksamkeit der Öffentlichkeit diesbezüglich zu steigern. Eine Verkürzung des Turnus für Wiederholungsaudits ist nicht anzuraten, da dies zu einer Mehrbelastung für die Unternehmen führen würde, wodurch die Motivation für eine Teilnahme an dem System weiter verringert werden könnte. Der Umweltrat hält insgesamt die rasche Novellierung der Öko-Audit-Verordnung für zwingend erforderlich. Andernfalls besteht die Gefahr, daß sie im Wettbewerb mit der ISO 14001 unterliegen könnte.

2.3 Zum Verhältnis deutscher und europäischer Umweltpolitik

40.* Der Umweltrat hat sich in seinen letzten Gutachten zu der Entwicklung der Umweltpolitik in der Europäischen Union geäußert. Innerhalb der Gemeinschaft sind insbesondere zwei Entwicklungen von Bedeutung. Zum einen soll die Revision des 5. EU-Umweltaktionsprogramms in ein neues Programm einmünden, zum anderen hat die Revision des Maastrichter Vertrages durch den Amsterdamer Vertrag im Jahre 1997 auch für den Umweltschutz einige Änderungen gebracht.

Bei der Frage der Überprüfung des 5. Umweltaktionsprogramms ist zu beobachten, daß sich der Charakter des Aktionsprogramms in Richtung auf zunehmende Unverbindlichkeit ändert. Damit werden die Hoffnungen, die sich an die durch den Maastrichter Vertrag veränderte Rolle des Europäischen Parlaments geknüpft hatten, enttäuscht. Die stärkere Beteiligung des Parlaments bei der Programmformulierung hat nicht, wie erhofft, zu einer qualitativen Verbesserung der Programme geführt, sondern zu ungenaueren Formulierungen. Die abnehmende Konkretisierung der im Aktionsprogramm vorgeschlagenen Umweltziele und eine zunehmende Unverbindlichkeit von Maßnahmen und Instrumenten entwerten nach Auffassung des Umweltrates jedoch die Aktionsprogramme.

Der Umweltrat begrüßt die umweltrelevanten Änderungen im Amsterdamer Vertrag, die sich weitgehend mit den Empfehlungen decken, die der Umweltrat im Umweltgutachten 1996 ausgesprochen hat. Jedoch weist er auf einige Defizite hin, auf deren Beseitigung bei der Weiterentwicklung des gemeinschaftlichen Rechts hingearbeitet werden sollte. Insbesondere sollten die Entscheidungsverfahren noch weiter vereinfacht werden, dem Europäischen Parlament sollte ein Initiativrecht zugesprochen werden, in zentralen umweltpolitischen Bereichen (Verkehrs- und Energiepolitik, Landnutzung etc.) muß eine Abkehr vom Einstimmigkeitsprinzip erfolgen, zudem ist die umweltbezogene Beratung vor allem im Gesetzgebungsverfahren zu verbessern. Nicht zuletzt sind auch die finanziellen Instrumente im Umweltbereich weiterzuentwickeln, vor allem in Hinblick auf die Kriterien für die Mittelvergabe. Auch hält der Umweltrat die Einführung einer europäischen Verbandsklage für geboten.

41.* Die zunehmende Bedeutung des europäischen Umweltrechts setzt die deutsche Umweltpolitik unter steigenden Anpassungsdruck. Die europäischen Umweltrichtlinien der letzten Jahre enthalten zunehmend Gestaltungsprinzipien, die dem deutschen Umweltschutzrecht fremd sind, aber in dieses eingefügt werden müssen. Dies hat im Einzelfall unterschiedliche Auswirkungen, führt jedoch insgesamt dazu, daß die deutsche Umweltpolitik um neue Problemlösungsansätze ergänzt werden muß. Angesichts der Schwierigkeiten, EU-Richtlinien in das System des deutschen Umweltrechts zu integrieren, wiederholt der Umweltrat seine Forderung aus dem Umweltgutachten 1996, bei der europabezogenen Umweltpolitik stärker auf eine antizipierende Strategie zu setzen. Die Strategie, in europäischen Entscheidungsprozessen eine Übernahme der deutschen Regulierungsphilosophie auf europäischer Ebene anzustreben, ist auf Dauer nicht erfolgversprechend und führt letztlich zu den genannten Umsetzungsproblemen. Deutschland muß daher schon in der nationalen Gesetzgebung Entwicklungen auf europäischer Ebene stärker antizipieren. So wird auch die Position Deutschlands in der europäischen Politikformulierung gestärkt, da deutlicher wird, was auf EU-Ebene erfolgreich durchgesetzt werden kann. Nur durch eine stärker kooperierende Strategie kann einer möglicherweise drohenden Isolierung

der deutschen Umweltpolitik in Europa entgegengewirkt werden, und nur so kann Deutschland eine aktive Rolle bei der Gestaltung des europäischen Umweltschutzes behalten.

Eine verbesserte Stellung der deutschen Umweltpolitik mit Blick auf eine aktive Gestaltung der europäischen Gesetzgebung muß jedoch abgesichert werden durch eine veränderte Praxis der Entsendung deutscher Beamter nach Brüssel. Wie die meisten europäischen Staaten sollte auch Deutschland bestrebt sein, eine ausreichende Anzahl hochqualifizierter Vertreter in der Kommission zu plazieren. Bei der derzeitigen Praxis stellt ein Aufenthalt in Brüssel für einen deutschen Beamten jedoch eine Karrieresackgasse dar. Die Anreize für qualifiziertes deutsches Personal, eine Tätigkeit bei der Kommission anzustreben, sind entsprechend gering. Die Aufwertung der Tätigkeit deutscher Beamter in Brüssel mit Blick auf ihre Laufbahn ist daher dringend geboten, um die deutsche Position bei der Kommission zu stärken.

Weiterhin muß jedoch auch auf der Umsetzungsebene sichergestellt werden, daß EU-Richtlinien pünktlich und inhaltlich korrekt umgesetzt werden. Inwieweit es sinnvoll und erfolgversprechend ist, für den Vollzug EU-Finanzierungshilfen in Anspruch zu nehmen, muß jeweils geprüft werden. Die Entwicklungen der letzten Jahre haben gezeigt, daß europäische Umweltrichtlinien die deutsche Umweltschutzpraxis zwar vor neue Herausforderungen stellen, aber auch Chancen für eine Bereicherung des Repertoires des deutschen Umweltschutzes enthalten. Eine offene Informationspolitik, eine Stärkung der Selbstregulierung der Wirtschaft im Schatten der Hierarchie und die Ergänzung der traditionellen Emissionsorientierung durch Umweltqualitätsziele stellen nach Ansicht des Umweltrates sinnvolle Erweiterungen des deutschen umweltpolitischen Instrumentariums dar.

42.* Der Umweltrat hat im Umweltgutachten 1996 die Einrichtung der Europäischen Umweltagentur als wesentlichen Beitrag zur gemeinschaftlichen Umweltpolitik gewürdigt. Soll die Europäische Umweltagentur jedoch die ihr zugewiesenen Aufgaben erfüllen, dann muß sie hinsichtlich ihrer Ressourcen dazu auch in die Lage versetzt werden. Zudem betont der Umweltrat noch einmal, daß sich die Tätigkeit der Europäischen Umweltagentur nicht nur auf rein statistische Fragen beschränken darf, sondern auf die umweltrelevante Beratung der europäischen Institutionen ausgedehnt werden sollte. Hinsichtlich der grundlegenden Aufgaben der Koordination des Netzwerks und der Übermittlung von Informationen durch die Europäische Umweltagentur erscheint darüber hinaus aus nationaler Sicht ein Konzept für das Zusammenspiel zwischen deutschen Anlaufstellen und den deutschen Topic Centres einerseits sowie der Europäischen Umweltagentur andererseits, ähnlich dem skandinavischen und spanischen Beispiel, notwendig. Der Daten- und Informationsfluß ließe sich so optimieren. Insgesamt sollte das deutsche Engagement zur Weiterentwicklung der Strukturen und Aufgaben der Europäischen Umweltagentur intensiviert werden.

2.4 Verschiedene aktuelle Aktivitäten in einzelnen Umweltpolitikbereichen

43.* Im folgenden greift der Umweltrat einige aktuelle Entwicklungen heraus und bewertet sie. Dazu gehören ein Rückblick auf die Klimaschutzkonferenz im Dezember 1997 in Kyoto, die Auswirkungen des neuen Baugesetzbuches auf den Naturschutz sowie die Problematik der hormonell wirksamen Stoffe. Zur Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes und zur Schaffung eines Bundes-Bodenschutzgesetzes hat der Umweltrat bereits in seinen vorherigen Gutachten Stellung bezogen.

2.4.1 Zum Klimaschutzprotokoll

44.* Das am 11. Dezember 1997 in Kyoto verabschiedete Klimaprotokoll sieht eine rechtsverbindliche Verpflichtung der Annex I-Staaten (westliche und östliche Industrieländer) zur Reduktion der Treibhausgasemissionen um insgesamt 5,2 % gegenüber dem Niveau des Jahres 1990 im Zeitraum 2008 bis 2012 vor. Dieses Ziel gilt nicht für alle Annex I-Staaten gleichermaßen, sondern es ist eine Differenzierung vereinbart worden. Je nach Industrieland sind Reduzierungen in Höhe von 8 % für die Europäische Union sowie die meisten osteuropäischen Staaten, 7 % für die USA, 6 % für Japan und Kanada, Stabilisierung für Rußland und Neuseeland bis hin zu einem erlaubten Emissionsanstieg um 1 % für Norwegen, um 8 % für Australien und um 10 % für Island vorgesehen. Damit hat die Europäische Union ihr Ziel aufgegeben, ein Reduktionsziel von 15 % bis 2010 (gegenüber 1990) einheitlich für alle Industrieländer durchzusetzen.

45.* Die verabschiedeten Reduktionsziele werden durch gleichzeitig im Protokoll enthaltene Umgehungsmöglichkeiten teilweise erheblich relativiert. Hierzu gehören zum Beispiel die Möglichkeit der Anrechenbarkeit der Treibhausgasbindung in Senken (insb. Wäldern), ohne daß konkrete Vorgaben gemacht werden, sowie das Fehlen jeglicher Regeln für den Handel mit Emissionsrechten (Emissions Trading) und für die sogenannte Gemeinsame Umsetzung von Klimaschutzprojekten (Joint Implementation). Das absehbar größte „Schlupfloch" ist der bislang ohne jegliche Regeln durch Inkrafttreten des Protokolls eröffnete internationale Emissionshandel, wodurch die Möglichkeit geschaffen wird, notwendige Klimaschutzmaßnahmen im eigenen Land durch Kauf historischer Emissionsreduktionen aus den Transformationsländern, insbesondere Rußland, zu umgehen. Damit können die Emissionen in den Industrieländern trotz ihrer Verpflichtung zur Reduzierung noch weit über das Jahr 2000 hinaus ansteigen. Die im Berliner Mandat beschlossene Vorgabe, eine über das Stabilisierungsziel der Konvention hinausgehende Reduzierung der Treibhausgasemissionen in den Industrieländern über das Jahr 2000 hinaus zu erzielen, ist damit aus Sicht des Umweltrates nur sehr bedingt erfüllt worden. Deshalb fordert der Umweltrat die Bundesregierung auf, darauf hinzuwirken, diese Umgehungsmöglichkeit weitgehend zu versperren, indem entweder die Emissionsreduktionen, die vor Inkrafttreten des Protokolls erzielt

worden sind, vom Handel ausgeschlossen werden, oder die für jedes Land maximal mögliche Menge handelbarer Emissionsrechte stark beschränkt wird. Damit wird gewährleistet, daß ein den Zielen des Protokolls angemessenes Maß an Klimaschutzmaßnahmen auch nach dem Jahr 2000 umgesetzt wird.

46.* Aus deutscher Sicht bleibt das Ergebnis der Protokollverhandlungen weit hinter dem deutschen Klimaschutzziel zurück, das eine Reduktion der CO_2-Emissionen um 25 % bis zum Jahr 2005 gegenüber 1990 vorsieht. Der Umweltrat gibt zu bedenken, daß dieses Ziel gemäß aller Prognosen der Forschungsinstitute nicht allein mit den gegenwärtig eingeleiteten Maßnahmen, sondern nur mit einer grundlegenden politischen Neuorientierung erreicht werden kann. Zudem bedarf eine wirksame Reduktion der globalen Treibhausgasemissionen annähernd gleichmäßiger Anstrengungen aller Industriestaaten. Der Umweltrat fordert deshalb die Bundesregierung auf, sich in den anstehenden EU-Verhandlungen nach Kyoto dafür einzusetzen, daß die deutschen Anstrengungen im Klimaschutz nicht Trittbrettfahrerverhalten anderer EU-Staaten begünstigen. Die bislang geltende enorme Bandbreite in der EU-internen Lastenverteilung sollte in Zukunft vermieden werden. Anderenfalls müßte das deutsche Klimaschutzziel überprüft werden.

2.4.2 Auswirkungen des neuen Baugesetzbuches auf den Naturschutz

47.* Die Novellierung des Baugesetzbuches durch das Bau- und Raumordnungsgesetz 1998 (BauROG) hat erhebliche Auswirkungen auf den Naturschutz. Die nachhaltige städtebauliche Entwicklung wird dabei zwar in den Katalog der Ziele der Bauleitplanung aufgenommen, aber bedauerlicherweise von der Sicherung einer menschenwürdigen Umwelt und dem Schutz und der Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen getrennt gesehen. Obwohl die Novelle eine Reihe von Vorkehrungen trifft, um die Aufnahme von Naturschutzinhalten in die Bauleitplanung in stärkerem Maße als im bisherigen Recht zu ermöglichen, bleibt der Naturschutz im Gegensatz zu anderen Teilbereichen der Umweltpolitik weiterhin ein Politikfeld, dessen Anforderungen regelmäßig durch eine Abwägung mit anderen Belangen überwunden werden können.

48.* Die Bewertung der Novelle zum Baugesetzbuch fällt aus der Sicht des Naturschutzes ambivalent aus. Die Novelle strebt einen Kompromiß zwischen dem Interesse an baulicher Entwicklung und den Belangen des Naturschutzes an. Jedoch wird einerseits der institutionellen Schwäche des Naturschutzes planungsrechtlich nicht ausreichend Rechnung getragen, andererseits auch das Eigeninteresse der Gemeinden, Kreise und Regionen am Naturschutz nicht wirklich gestärkt. Die diesbezüglichen Vorschläge des Umweltrates in seinem Sondergutachten „Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung ländlicher Räume" sind nicht aufgenommen worden.

2.4.3 Hormonell wirksame Stoffe

49.* Eine hormonell wirksame Verbindung ist eine exogene Substanz, die Veränderungen im endokrinen System hervorruft, welche zu nachteiligen gesundheitlichen Effekten im exponierten Organismus oder bei dessen Nachkommen führen. Die Problematik hormonell wirksamer Stoffe findet hohe Aufmerksamkeit in den Medien und in der Öffentlichkeit. Die wissenschaftliche Kenntnis in den Bereichen Wirkungsuntersuchung, Bewertung von Wirkungen und Analytik ist relativ weit fortgeschritten, läßt aber noch wesentliche Fragen offen. Auf nationaler und internationaler Ebene sind in diesem Zusammenhang diverse Forschungsprogramme initiiert worden.

50.* Untersuchungen haben ergeben, daß zahlreiche Stoffe und Stoffgruppen unterschiedlich hormonell wirksam sind. Vor allem Tiere, die am und im Wasser leben, sind von den Wirkungen betroffen. In den meisten Fällen handelt es sich um Einzelbeobachtungen, die kaum verallgemeinert werden können. Wegen der Vielzahl der in Frage kommenden Stoffe und Stoffwirkungen sind die ökologischen Auswirkungen speziell auf Lebensgemeinschaften bisher nicht abschätzbar.

51.* Beim Menschen konnte ein kausaler Zusammenhang zwischen bestimmten Beobachtungen, wie steigenden Raten von Hoden-, Prostata- und Brustkrebsfällen, Hodenhochstand sowie sinkenden Spermienzahlen, und der Exposition gegenüber solchen verbreiteten Umweltchemikalien bisher nicht nachgewiesen werden. Im Bereich beruflicher Exposition sowie bei dem Arzneimittelwirkstoff Diethylstilböstrol wurde allerdings ein solcher Zusammenhang erkannt.

52.* Der Umweltrat begrüßt die internationalen Aktivitäten des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamtes sowie deren Forschungsprogramm zu Umwelthormonen, weist aber gleichzeitig darauf hin, daß es neben den sexualhormonell wirksamen auch andere hormonell wirksame Stoffe gibt und ihre Wirkungen auf Mensch und Umwelt zu untersuchen sind. Auch erscheint es dem Umweltrat unerläßlich, neben den toxikologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen, die sich mit Wirkungen an Individuen oder deren Nachkommen beschäftigen, auch die ökologische Forschung zu forcieren, um die Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften besser abschätzen zu können. Um weitergehende betreffende Handlungsempfehlungen an die Umweltpolitik richten zu können, müssen die Ergebnisse der begonnenen Forschungsarbeiten abgewartet werden.

3 Umweltschutz in ausgewählten Politikbereichen

3.1 Aspekte der Abfallwirtschaftspolitik

Das neue Abfallrecht in der Vollzugspraxis – eine Zwischenbilanz

53.* Seit Beginn der neunziger Jahre haben sich die Rahmenbedingungen der Abfallwirtschaft in Deutschland erheblich verändert. Mit der Verabschiedung bzw. mit dem Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes 1996 wurde eine langwierige und kontrovers geführte abfallpolitische Diskussion zwar zunächst abgeschlossen, die Auseinandersetzung über die Tauglichkeit des neuen Abfallrechts in der Praxis hält aber unvermindert an. Eine Schlüsselrolle kommt dabei den Begriffspaaren „Abfälle und Produkte" sowie „Abfälle zur Beseitigung und Abfälle zur Verwertung" zu. Die in einem Bund-Länder-Konsenspapier hierzu entwickelten Definitionen und Abgrenzungskriterien sind ein erster Schritt, um die entstandenen Unsicherheiten bei der praktischen Umsetzung des Gesetzes zu verringern. Für eine konkrete und einheitliche Einordnung der Abfälle sind sie allein aber nicht geeignet. Der zu diesem Zweck vorgesehene Katalog von Beispielen wird die Abgrenzung zwar erleichtern, erschöpfend wird er allerdings nicht sein können. Einzelne Zuordnungsprobleme, die durch eine dritte Instanz entschieden werden müssen, werden immer verbleiben.

54.* Der Umweltrat befürwortet die im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz angelegte Öffnung der Abfallwirtschaft für den Markt, betrachtet sie aber insgesamt als zu zaghaft. Zwar ist die grundsätzliche Pflicht der Erzeuger und Besitzer von Abfällen, diese zu verwerten und, soweit sie nicht verwertet werden, zu beseitigen, als politisches Signal in Richtung Privatisierung zu verstehen. Tatsächlich hat sich aber gegenüber der bisherigen Situation wenig verändert. Für den Hausmüllbereich bleibt es bei der Überlassungspflicht an die öffentlichen Entsorger. Die Abfälle zur Verwertung waren früher aufgrund der engen Auslegung des Abfallbegriffs dem Regime des Abfallrechts gar nicht zugänglich, wurden also bereits privat bewirtschaftet. Insbesondere das faktische Vetorecht der Gebietskörperschaften gegen das Eindringen privater Dienstleister in die Entsorgung von Hausmüll und die Aufrechterhaltung der bestehenden Entsorgungsmonopole für Sonderabfall lassen das Bekenntnis des Gesetzgebers zur Privatisierung mehr als Lippenbekenntnis und nicht als eine ernsthaft verfolgte politische Strategie erscheinen. Auch die Frage, wie bei einem Übergang von Entsorgungsleistungen auf Private die getätigten Vorleistungen der öffentlichen Entsorgungsträger bewertet werden, wird nicht beantwortet. Insofern bleibt die Frage der Öffnung der Abfallwirtschaft für den Markt eine Aufgabe für die künftige Gestaltung.

55.* Bei der Bewertung der in den §§ 19 und 20 KrW-/AbfG eingeführten Pflicht zur Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen ist zu differenzieren. Kein Zweifel kann daran bestehen, daß eine lückenlose Verfolgung des Verbleibs von Abfällen ermöglicht werden muß. Dazu bedarf es gewisser Mindestdokumentationspflichten aller Abfallbesitzer, nicht nur der großen, wie sie in § 20 (Abfallbilanz) vorgesehen sind. Was über die Mindestpflichten hinausgeht, bedarf zusätzlicher Rechtfertigung. Vorwärtsgerichtete Informationen sind in einer weitgehend von der öffentlichen Hand dominierten Abfallwirtschaft für die Planung der öffentlichen Entsorgungseinrichtungen erforderlich. Insofern ist die in § 19 KrW-/AbfG den Besitzern großer Abfallmengen auferlegte Pflicht zur Aufstellung von Abfallwirtschaftskonzepten systemimmanent konsequent. Zu einer anderen Bewertung gelangt man für ein weitgehend privatisiertes Abfallwirtschaftssystem (Tz. 73.* ff.).

56.* Die Kommunen beklagen die mangelnde Auslastung ihrer Entsorgungskapazitäten und suchen die Schuld für die aktuelle Entwicklung in den Privatisierungsansätzen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Es zeigt sich aber, daß die Unterauslastung kommunaler Entsorgungsanlagen mit den Neuregelungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes allenfalls in Teilen erklärt werden kann. Abgesehen davon sind temporäre Auslastungsprobleme auch kein grundsätzliches Hemmnis für die mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzgesetz angestrebte Privatisierung.

57.* Der Umweltrat bekräftigt seine bereits im Umweltgutachten 1996 geäußerte Kritik an der Aufrechterhaltung der kleinräumigen Entsorgungsautarkie. So werden durch den Verzicht auf Wettbewerb zwischen den Anlagen keine Anreize gesetzt, Entsorgungsleistungen kostenminimal herzustellen. Bei der Dimensionierung von Entsorgungseinheiten nach kleinräumigen Verwaltungsgebietsgrenzen werden Größenvorteile vielfach nicht genutzt. Es kommt zu einer Duplizierung von Kosten, wenn in einem Entsorgungsgebiet neue Anlagen erstellt werden, obwohl unter Kostengesichtspunkten attraktive Anlagen außerhalb des Entsorgungsgebiets über ausreichende Kapazitäten verfügen. Nach Ansicht des Umweltrates sollte die regionale Begrenzung von Entsorgungsgebieten aufgegeben werden. Vor dem Hintergrund der öffentlichen Entsorgungspflicht für Hausmüll und der damit verbundenen Gebietsmonopole weisen Kooperationen zwischen Gebietskörperschaften zur arbeitsteiligen Entsorgung von Abfällen in die richtige Richtung.

Grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen

58.* Der Umweltrat betrachtet Verbote der Abfallverbringung dort als gut begründet, wo eine umwelt-

gerechte Risikobeherrschung im Empfängerland nicht sichergestellt werden kann. Zugleich verweist er jedoch auf die Gefahren des protektionistischen Mißbrauchs von Abfallexportverboten. In diesem Sinne empfiehlt er, das Prinzip nationaler Entsorgungsautarkie innerhalb von Europa aufzugeben und statt dessen ökonomisch wie ökologisch sachgerechte Anforderungen an die ordnungsgemäße Entsorgung in Form von für alle EU-Mitgliedstaaten verbindlichen Mindeststandards zu formulieren. Vertragsstaaten der Basler Konvention sollte der Zugang zu den europäischen Entsorgungsmärkten zugestanden werden, sofern sie eine ordnungsgemäße Abfallentsorgung nachweisen und dauerhaft sicherstellen können.

Ausgewählte abfallpolitische Instrumente in der Praxis

59.* Gebühren, Abgaben, Rücknahmepflichten und Selbstverpflichtungen standen und stehen im Mittelpunkt der Diskussion um die Eignung von Instrumenten zur Lenkung von Abfallströmen. Der Gestaltung von *Abfallgebühren* sind in rechtlicher Hinsicht zwar gewisse Grenzen gesetzt, jedoch wird den Ländern, Gemeinden und Entsorgungsträgern ein weiter Entscheidungs- und Gestaltungsspielraum eingeräumt. Das Bestreben, mittels finanzieller Instrumente und Anreize auf bestehende Denk- und Verhaltensweisen einzuwirken, hat dazu geführt, daß nicht nur die Kosten der örtlichen Grundstückentsorgung, sondern auch zahlreiche sonstige Aufwendungen der modernen öffentlichen Abfallwirtschaftsverwaltung über die allgemeinen Abfallgebühren auf den Gebührenschuldner abgewälzt werden. Abfallwirtschaftlich erwünschte Leistungen (z. B. Entsorgung von Kühlschränken, Biomüll) werden vielfach unentgeltlich bzw. zu nicht kostendeckenden Gebühren angeboten, während die Kosten über zumeist linearisierte Restmüllgebühren den Haushalten angelastet werden.

60.* Der Umweltrat ist der Auffassung, daß bereits eine verursachergerechte Anlastung der Entsorgungskosten Lenkungseffekte mit sich bringt, die in die politisch gewünschte Richtung weisen. Regelungen in den Landesgesetzen, die einer verursachergerechten Kostenanlastung entgegenstehen und außerdem im Hinblick auf das Prinzip der speziellen Entgeltlichkeit problematisch sind (z. B. Anlastung der Kosten für die Aufstellung, Unterhaltung und Entleerung von Straßenpapierkörben, Beseitigung illegal abgelagerter Abfälle über die allgemeinen Abfallgebühren), sollten geändert und weitere ansatzfähige Kosten aufgenommen werden (z. B. die Berücksichtigung kalkulatorischer Wagnisse). Eine andere als die verursachergerechte Kostenanlastung kann dort geboten sein, wo es zu illegalem Ausweichverhalten kommt. In diesen Fällen sollten die Kosten der entsprechenden Entsorgungsleistungen (z. B. für Sperrmüll) über eine von allen Abfallerzeugern aufzubringende Grundgebühr gedeckt werden.

Grenzen sind der abfallpolitischen Lenkung mit verursachergerechten Gebühren dort gesetzt, wo die externen Kosten umweltschädigender Entsorgungsleistungen nicht vollständig angelastet werden. Es hat sich gezeigt, daß eine Steuerung mit überregionalen umweltpolitischen Instrumenten (Abgaben, Ordnungsrecht) gegenüber der bewußten Abweichung der Gebührensätze von den Kosten der (Teil-)Leistungserstellung in der Regel das geeignetere Instrument darstellt.

61.* Im Hinblick auf die uneinheitlichen Regelungen in den verschiedenen Bundesländern sollte der Bund verfassungsrechtlich mögliche, einheitliche Regelungen schaffen. Aufgrund der konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz für die Abfallentsorgung könnte der Bund gewisse Strukturen für die Gebührenerhebung vorgeben, welche die Verwirklichung der Ziele des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes unterstützen. Unbhängig von den Möglichkeiten einer bundeseinheitlichen Gesetzgebung sollten aber auch die Länder durch verstärkte Zusammenarbeit inhaltlich gleiche Regelungen, vor allem in bezug auf ansatzfähige Kosten, schaffen.

62.* Abfallwirtschaftlich begründete *Abgabenlösungen* haben in den letzten Jahren aufgrund der veränderten Rahmenbedingungen bei der Entsorgung – insbesondere wegen veränderter Abfallströme – weniger im Mittelpunkt der Instrumentendiskussion gestanden. Das Anfang der neunziger Jahre geplante bundesweite Abfallabgabengesetz war politisch nicht durchsetzbar. Die daraufhin in einzelnen Ländern eingeführten Sonderabfallabgaben sind inzwischen weitgehend wieder abgeschafft oder ausgesetzt worden. Der Umweltrat hat bereits in seinem Umweltgutachten 1996 eine grundsätzliche Überprüfung der bislang im Abfallbereich praktizierten Abgabenlösungen vorgeschlagen. Für die künftige Diskussion von Abgaben im Abfallbereich empfiehlt er, zwischen Abgaben, die an den Umweltschäden aus der Abfallentsorgung ansetzen, und Abgaben, die zur Steuerung der Abfallmengen dienen, zu unterscheiden. Die Erhebung mengenorientierter Abgaben erscheint zum gegenwärtigen Zeitpunkt insofern wenig sinnvoll, als die bisherige Entsorgungsknappheit durch ein Überangebot an Entsorgungsmöglichkeiten abgelöst worden ist. Um die aus Umweltschutzgründen unerwünschte Lenkung von Abfallströmen – an gebietseigenen oder in der Region vorhandenen Verbrennungsanlagen oder TASi-gerechten Deponien vorbei – in Deponien mit niedrigen Umweltstandards unattraktiv zu machen, könnte jedoch an die Erhebung einer Abgabe gedacht werden. Mit einer solchen Abgabe würde ein Anreiz zur schnelleren Angleichung der Entsorgungstechnologien geschaffen.

63.* *Rücknahmepflichten und Selbstverpflichtungen* als abfallwirtschaftliche Instrumente haben an Bedeutung gewonnen. Wie sich die in den Bereichen Altautos, Batterien und Akkumulatoren sowie Informationstechnik-Geräte gewählten Kombinationslösungen von „schlanker" Verordnung und Selbstverpflichtungen bewähren, muß abgewartet werden. Die von der Wirtschaft übernommenen Verpflichtungen sind im Hinblick auf die geforderte Produktverantwortung nicht immer zufriedenstellend. Unter Wettbewerbsgesichtspunkten dürften solche Selbst-

verpflichtungen am problematischsten sein, die eine Pool-Lösung ermöglichen.

Für die Altautoentsorgung sollte eine einheitliche Konzeption innerhalb der Europäischen Union angestrebt werden. Grundsätzlich sollten die Hersteller zur kostenlosen Rücknahme verpflichtet und die Kosten der Entsorgung beim Erwerb des Fahrzeugs berücksichtigt werden. Im Falle der Batterieentsorgung zieht der Umweltrat eine Pfandregelung für schadstoffhaltige Batterien der Rücknahmepflicht für alle, also auch schadstoffarme, Batterien vor. Im Bereich des Elektronikschrotts ist die sich abzeichnende Entsorgungskonzeption für Geräte der Informationstechnik in Form einer Kombination von Selbstverpflichtung und Verordnung zu begrüßen. Aufgrund des zunehmenden Abfallaufkommens und des hohen Schadstoffpotentials in diesem Bereich ist dringend erforderlich, eine geordnete Rücknahme und Verwertung zu organisieren. Die noch bestehenden Hindernisse auf dem Weg zu einer umweltpolitisch befriedigenden Entsorgungslösung für Elektro-Haushalt-Großgeräte und elektrische und elektronische Kleingeräte werden wohl auch in der laufenden Legislaturperiode nicht aus dem Weg geräumt werden können. Angesichts der nunmehr seit 1991 laufenden Bemühungen um eine Regelung dieses Bereiches ist diese Entwicklung als Mißerfolg der Umweltpolitik einzustufen. Die künftige Entsorgungskonzeption muß gewährleisten, daß die „wilde" Ablagerung der sogenannten Weißen Ware und die Entsorgung von Kleingeräten über den Restmüll ausgeschlossen werden muß. Die Kosten der Entsorgung sind den Herstellern und Vertreibern anzulasten. Damit sollen Anreize zur Verwendung ökologisch unbedenklicher Materialien und zur Kennzeichnung der Materialien sowie des Aufbaus der Geräte zur Erleichterung notwendiger Reparatur- und Erweiterungsarbeiten geschaffen werden.

64.* Der Umweltrat begrüßt die in der Novellierung der Verpackungsverordnung vorgesehenen Regelungen zur Förderung des Wettbewerbs und zur Eindämmung des sogenannten Trittbrettfahrens im kollektiven Erfassungs- und Verwertungssystem „Grüner Punkt". Die teilweise Modifizierung der Verwertungsquoten entspricht zwar der Empfehlung des Umweltrates, die Quoten in regelmäßigen Abständen zu überprüfen, um sie unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten den optimalen Verwertungsquoten anzunähern. Es bleibt aber bei der Auffassung, daß Quoten nur für einen Übergangszeitraum, der zur Schaffung der notwendigen Voraussetzungen für eine ökologische Preiskorrektur erforderlich ist, zu legitimieren sind. Langfristig besteht der überlegene Weg in der Anlastung der mit den verschiedenen Entsorgungswegen verbundenen Kosten.

Der Umweltrat hält eine zügige Verhandlung der noch strittigen Punkte des Novellierungsentwurfs zwischen Bund und Ländern für dringend erforderlich, weil damit eine wichtige Voraussetzung für die Fortführung und Verbesserung des Systems „Grüner Punkt" und für die Einführung möglicher anderer Systeme gegeben ist.

65.* Das auf der Verpackungsverordnung aufbauende System „Grüner Punkt" muß hinsichtlich des Verhältnisses zwischen Kosten und ökologischer Wirksamkeit, der wettbewerbsrechtlichen Aspekte und der Akzeptanz beim Handel und Endverbraucher auch weiterhin auf dem Prüfstand bleiben. Die hohe Kostenbelastung durch das System könnte sich insbesondere angesichts der geringen Transparenz und mangelnder Verursachungsgerechtigkeit durchaus negativ auf die Sortier- und Sammelbereitschaft und damit auf die Akzeptanz bei der Bevölkerung auswirken. Chancen zur Ergänzung und Verbesserung des Systems würden so aufs Spiel gesetzt. Sollten sich aus Kosten-Nutzen-Analysen und Ökobilanzen Zweifel nicht nur an der ökonomischen Effizienz, sondern auch am ökologischen Nutzen in bestimmten Segmenten erhärten, wäre dem wohl nur durch eine tiefgreifende Reform der Verpackungsverordnung, und damit des Systems „Grüner Punkt" zu begegnen.

Verwertungs- und Beseitigungsverfahren

66.* Die Anforderungen der TA Siedlungsabfall (TASi) machen nach derzeitigem Wissen eine thermische Behandlung größerer Abfallmengen in Zukunft unausweichlich. In neuen und in nachgerüsteten Abfallverbrennungsanlagen, die den Anforderungen der 17. BImSchV genügen, konnte die Erreichung der Zielwerte dieser Verordnung bestätigt werden. Die heute einsatzbereiten Abfallverbrennungstechniken sind unter den Gesichtspunkten Entsorgungssicherheit, Entsorgungskapazitäten und Umweltverträglichkeit gleichwertig.

In seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft von 1991 hat der Umweltrat die besondere Rolle anerkannt, die Emissionen polyhalogenierter Dibenzodioxine (PCDD) und -furane (PCDF) in der Diskussion um die Abfallverbrennungsanlagen spielen. Die Dringlichkeit der Emissionsminderung von Dioxinen und Furanen wie auch von metallischen Inhaltsstoffen hat sich heute zu anderen Anlagenarten verschoben.

Die aufgrund der TA Siedlungsabfall zu erwartende wachsende Nachfrage nach thermischen Behandlungseinrichtungen, aber auch die langjährigen öffentlichen Auseinandersetzungen über die Umweltauswirkungen von Abfallverbrennungsanlagen haben die Entwicklung alternativer Verfahren neben der herkömmlichen Rostfeuerung gefördert. Das Ergebnis sind sowohl Verfeinerungen der konventionellen Rostfeuerungstechnik als auch völlig neu entwickelte Verfahren. Generell ist zu diesen Alternativen festzustellen, daß sie im Vergleich zur Rostfeuerung noch nicht im großtechnischen Maßstab eingesetzt worden sind, sondern erst in Versuchs- und bestenfalls Pilotanlagen erprobt werden. Ihre Optimierung, auch unter Kostengesichtspunkten, und der Nachweis einer ausreichenden Funktionsfähigkeit und Betriebssicherheit im großtechnischen Maßstab stehen im großen und ganzen noch aus, sollten aber – nötigenfalls mit entsprechender Förderung – vergleichsweise kurzfristig möglich sein.

67.* Gegen die Mitverbrennung von Abfällen in Stahl-, Kraft- und Zementwerken wird geltend gemacht, auf diese Weise fielen wegen der vorgeschriebenen „Mischwertberechnung" für die effektiven Emissionsgrenzwerte die auf die Einheit des zu verbrennenden Abfalls bezogenen Emissionen höher aus als in Abfallverbrennungsanlagen. Dieser Vorwurf scheint jedoch durch Emissionsmessungen nicht bestätigt zu werden. Die Diskussion weist allerdings auf ein in der Zwischenzeit eingetretenes Ungleichgewicht in der rechtlichen Festlegung des Standes der Technik für Abfallverbrennungsanlagen auf der einen Seite und für Kraftwerke, Zementwerke, Anlagen der Stahlerzeugung und sonstige technische Anlagen auf der anderen Seite hin. Eine Aufhebung dieses Ungleichgewichts in der Festlegung des Standes der Technik durch Angleichung der Großfeuerungsanlagen-Verordnung von 1983 und der TA Luft von 1986 ist nach Auffassung des Umweltrates als beste Lösung dringend geboten.

Umweltpolitisch ist auch die Frage zu bedenken, inwieweit die in den Produkten der „mitverbrennenden" Anlagen eingebundenen Stoffe durch Verwitterung, Auslaugung usw. aus diesen heraus in die Umwelt gelangen. Solchen Risiken sollte mit produktbezogenen Grenzwerten begegnet werden.

68.* Um die Frage, ob die in der TA Siedlungsabfall festgelegten Maßstäbe zur umweltverträglichen Ablagerung von Restabfall uneingeschränkt gelten und eine thermische Behandlung erforderlich machen sollen oder ob nicht auch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA, sog. kalte Rotte) als gleichwertige Alternative angesehen werden kann, hat sich in den letzten Jahren eine Kontroverse entwickelt.

Der Umweltrat ist zu folgenden Schlußfolgerungen und Bewertungen für die MBA-Technik gelangt:

- Bei der Verfahrens- und Anlagenentwicklung sind zentrale konzeptionelle Fragen offengeblieben. Der erreichte Entwicklungsstand kann – zumindest nach dem Kriterium des organischen Anteils im Trockenrückstand nach der TA Siedlungsabfall – noch nicht als Stand der Technik bezeichnet werden. Viele der derzeit offenen Fragen werden durch laufende Forschungsvorhaben in den nächsten Jahren beantwortet werden.
- Eine Verlängerung der Deponielaufzeit auf etwa das Doppelte im Vergleich zur Ablagerung unbehandelter Restabfälle scheint möglich. Allerdings ist ungeklärt, ob dies auch bei einer Endablagerung der – thermisch nicht behandelten – Leichtstofffraktion zutrifft. Diese Verlängerung ist jedoch im Vergleich zu der mit moderner thermischer Inertisierung erreichbaren kein Fortschritt.
- Der Umweltrat sieht keinen Grund, seine im Sondergutachten Abfallwirtschaft festgelegten Maßstäbe für die Endlagerung von Restabfällen umzustoßen. Sie entsprechen zudem dem Leitgedanken einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Die Aufnahme neuer Zuordnungskriterien in die TA Siedlungsabfall mit dem Ziel, die Ablagerungen von Behandlungsrückständen aus nichtthermischen Anlagen uneingeschränkt zuzulassen, erscheint zum jetzigen Zeitpunkt nicht sinnvoll.
- Der Umweltrat wendet sich gegen die Praxis, die bei der Umsetzung der TA Siedlungsabfall den Ausnahmefall der Übergangsfrist bis zum Jahr 2005 zum Regelfall macht.

69.* In den letzten Jahren sind Tendenzen zu mehr Aufwand und Flexibilität in der stoffstromspezifischen Behandlung von Abfällen – auch mit der Option einer thermischen Stufe, insbesondere der Brennstofferzeugung – sowie zu erhöhtem verfahrenstechnischem Aufwand zur Beherrschung von Emissionen in die Luft erkennbar. Den Mehraufwendungen stehen bessere Vermarktbarkeit oder höhere Erlöse der verwertbaren Stofffraktionen gegenüber. Im günstigsten Falle kommen ein Verzicht auf Ablagerung und damit weitere Kosteneinsparungen in Betracht.

Hinsichtlich der Emissionen bekräftigt der Umweltrat die Forderungen aus seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft, daß die erzeugten Abfallbrennstoffe mit hohem energetischem Wirkungsgrad verbrannt werden müssen, und zwar in Anlagen, die dem von der 17. BImSchV definierten Stand der Technik genügen. Dies gilt auch für die unerwünschte Schadstoffdissipation über die stoffliche Verwertung.

70.* Eigens geregelt durch die Verpackungsverordnung sind die Verwertungs- und Beseitigungswege für die im Hausmüll vorherrschenden Verpackungsabfälle und damit auch für die Verpackungskunststoffe. Für die Verwertung dieser Kunststoffe aus Sammlungen der Duales System Deutschland GmbH stehen werkstoffliche und rohstoffliche Verfahren zur Verfügung. Energetische Verwertung, bei der die Kunststoffe als Brennstoff eingesetzt werden, ist mit Ausnahme der Sortierreste nach Verpackungsverordnung nicht zulässig. Da aber Kunststoffe aus Sammlungen des Systems „Grüner Punkt" nicht vollständig werkstofflich verwertet werden können, muß eine ökologisch sinnvolle Verwertungsstrategie, welche die Vorteile aller Verwertungswege so gut wie möglich nutzt, sowohl werkstoffliche als auch rohstoffliche Verfahren einsetzen, und zwar in Verbindung mit einer energetischen Verwertung der nicht stofflich nutzbaren Abfallkunststoffe.

71.* Für die mit Ablauf von Fristen und dem vollständigen Wirksamwerden des Kreislaufwirtschaftsgesetzes und seiner untergesetzlichen Regelungen zu erwartende Auslastung von Sonderabfallverbrennungsanlagen gibt es unterschiedliche Prognosen. Aus der Erwartung, daß die für eine ausreichende Auslastung der Sonderabfallverbrennungsanlagen nachteiligen Effekte überwiegen werden, wird vielfach abgeleitet, der Gesetzgeber müsse eingreifen, um eine Unterauslastung der Anlagen zu vermeiden. Er müsse die im „Bund-Länder-Konsenspapier" vereinbarte Definition von Abfällen zur Verwertung und solchen zur Beseitigung verbindlich machen und für die Mitverbrennung von Abfällen die „Mischungsregel" nachbessern.

Solchen Forderungen kann sich der Umweltrat nur eingeschränkt anschließen: Die Auslastung inlän-

discher Kapazitäten zur Entsorgung kann kein Argument sein gegen kostengünstigere Wege, die die Abfallströme erwartungsgemäß finden. Eine Verhinderung der Abfall-Mitverbrennung im Inland durch eine nicht vom Vorsorgeprinzip gerechtfertigte Verschärfung der effektiven Emissionsgrenzwerte zum Zwecke der besseren Auslastung teurer Sonderabfallverbrennungsanlagen erscheint aus Umweltsicht nicht begründet.

72.* Der Umweltrat hat an dieser Stelle die im Sondergutachten Abfallwirtschaft geführte Diskussion über die Chlorchemie nicht wieder aufgegriffen. Er nimmt jedoch zur Kenntnis, daß durch die zwischenzeitlich eingetretene – auch durch seine Stellungnahme beeinflußte – Entwicklung in Produktions- und Entsorgungstechnik die von PVC ausgehenden Umweltprobleme nicht mehr als eigenständiges Argument für eine Rückbildung der Chlorchemie gelten können. Er sieht die mit dem Werkstoff PVC heute verbundenen Gesundheits- und Umweltrisiken – im Vergleich zu Substituten wie PET, PP und anderen – nicht als so schwerwiegend an, daß sie ein Verbot oder umfangreiche Verwendungsbeschränkungen rechtfertigen würden. Der Umweltrat behält sich jedoch vor, die Verwendung von PVC erneut unter dem Gesichtspunkt zu bewerten, ob Stoffe allein schon wegen ihrer Persistenz nicht mehr in den Verkehr gebracht werden sollten. Er wird sich mit dieser Problematik auseinandersetzen, wenn eine in diese Richtung gehende Neuformulierung der EU-Umweltpolitik, wie erwartet, von seiten Schwedens vorgeschlagen wird.

Der Umweltrat sieht auch keinen Anlaß, jetzt über eine von der Industrieseite gewünschte zehnjährige Verlängerung der Frist für die Umstellung von Elektrolyseanlagen zur Erzeugung von Chlor (und Natronlauge) von dem Diaphragma-Verfahren auf das ökologisch günstigere Membranverfahren oder gar die Aufhebung des Verbots älterer Elektrolyseverfahren zu entscheiden. Dies würde Bemühungen um einen Ersatz der Anlagen durch umweltfreundlichere Alternativen einschließlich der Investition in Neuanlagen zum Stillstand bringen.

Aus technischer Sicht sind Cadmiumstabilisatoren für PVC-Produkte heute nicht mehr erforderlich. Ihre Verwendung sollte aufgegeben werden.

Zur Förderung der Verwertung sollte für großvolumige PVC-Erzeugnisse wie Rohre, Dachbahnen und dergleichen eine Rücknahmepflicht eingeführt werden; eine solche Rücknahmepflicht muß dann allerdings auch für solche Erzeugnisse aus anderen Kunststoffen gelten.

Zwar kann die Forderung, nur sortenreine Kunststoffprodukte in Verkehr zu bringen, im Hinblick auf unterschiedliche Vorteile in Verwendung und vielfältiger Verwertung das anzustrebende Optimum – auch das umweltbezogene Optimum – verfehlen. Trotzdem erscheint eine Kennzeichnung für PVC und andere Produkte zur Erleichterung sortenreiner Sammlung sinnvoll – jedenfalls soweit nicht unverhältnismäßig hohe Kosten dieser entgegenstehen sollten.

Zur Förderung der Verwertung von PVC-Abfällen empfiehlt der Umweltrat keine Verwertungsquoten oder andere nicht marktwirtschaftliche Eingriffe, da er keine schwerwiegenden Umweltgründe sieht, die gegen die Verbrennung von PVC-Abfällen sprächen.

Eine theoretische Alternative zur werkstofflichen Verwertung ist die rohstoffliche Verwertung von PVC-Abfall. Auch die Möglichkeiten der Rückgewinnung des Chlors und seines Wiedereinsatzes in der PVC-Herstellung sollten optimiert werden.

Konzept für eine künftige, stärker marktorientierte Abfallwirtschaft

73.* Insgesamt zeigt sich, daß von einem konsistenten abfallwirtschaftlichen Gesamtkonzept nach wie vor keine Rede sein kann. Im Anschluß an die Ausführungen zur abfallpolitischen Ist-Situation entwickelt der Umweltrat deshalb ein Konzept für eine künftige, stärker marktorientierte Abfallwirtschaft. Umfang und Intensität der abfallwirtschaftlichen Regulierung sollen danach auf das durch die Ziele der Umweltpolitik gebotene und gerechtfertigte Maß reduziert werden. Nach den Vorstellungen des Umweltrates soll den Markt- und Wettbewerbsprozessen in der Abfallwirtschaft mehr Raum gegeben und ihnen ähnliche Flexibilität gestattet werden wie in anderen Märkten. Nur dann sind nach Ansicht des Umweltrates Umweltziele auch auf Dauer mit akzeptablen Kosten durchsetzbar.

74.* Kernstück der effizienten Durchsetzung von Umweltzielen in der Abfallwirtschaft ist die Steuerung der Emissionen beim direkten Verursacher (d. h. dem Emittenten, in erster Linie den Entsorgungsanlagen) mit marktnahen Instrumenten. Daneben sind Instrumente zur Behebung von Wirkungsbrüchen bei der Weitergabe der Knappheitspreise an konsekutive Abfallverursacher flankierend einzusetzen.

Ökonomisch unsinnig ist der Versuch, politisch eine „optimale" Abfallmenge festlegen zu wollen und deren Einhaltung dann durch den Einsatz von Zertifikaten oder Abgaben sicherzustellen. Statt dessen muß ein System etabliert werden, in dem sowohl die Angebots- als auch die Nachfrageseite auf den Abfallmärkten flexibel sind. Aus ökologischer Sicht sind in erster Linie die von den Abfallbehandlungsanlagen und Deponien ausgehenden Umwelteinwirkungen relevant, also die Emissionen und strukturellen Eingriffe in die natürlichen Lebensgrundlagen (z. B. Flächenverbrauch). Das heißt nicht, daß nicht auch im Einzelfall die Vorbehandlungs- oder Deponiekapazität zum limitierenden Faktor werden könnte. Im Gegensatz zu den Emissionen und den strukturellen Eingriffen bedarf es jedoch bei Knappheit im Bereich der Verwertungs- und Beseitigungsanlagen keiner besonderen umwelt- oder abfallpolitischen Eingriffe, wenn über eine geeignete Organisation der Abfallmärkte dafür gesorgt ist, daß solche Knappheiten preiswirksam werden und daß Angebot sowie Nachfrage flexibel auf Preisänderungen reagieren können.

Dem mit einer solchen Flexibilisierung der Abfallmärkte notwendig verbundenen Privatisierungs-

postulat mag – wie auch in anderen Fällen staatlich dominierter Versorgung – die mangelnde Ent- und Versorgungssicherheit im Falle von Konkursen privater Anbieter entgegengehalten werden. Hierbei handelt es sich allerdings um ein Scheinargument, in dem Ungleiches miteinander verglichen wird. Denn die öffentlich-rechtlichen Entsorger sind ja nur deshalb gegen Konkurs gefeit, weil im Zweifel die öffentliche Hand mit Steuergeldern für die Defizite der öffentlichen Unternehmen eintritt. Insofern ist eine Privatisierungslösung von gleicher Sicherheitsqualität, wenn die öffentliche Hand die mit dem Übergang zu einem anderen privaten Anbieter gegebenfalls verbundenen zusätzlichen Kosten auffängt. Denkbar ist auch eine Lösung, die privaten Anbietern in diesem Bereich die Vorhaltung von „Ersatzkapazitäten" vertraglich auferlegt. Private Entsorger müßten dann mit anderen Entsorgern „Rückversicherungsverträge" abschließen, wie sie in ähnlicher Art etwa im Bereich der Stromversorgung üblich sind.

75.* Eine effiziente Steuerung muß anstreben, daß die Preise der Entsorgungsalternativen die unterschiedliche Nutzungsintensität knapper Umweltgüter zum Ausdruck bringen. Die Anlastung der gesellschaftlichen Kosten der Entsorgung als zentrale Stellschraube des Systems signalisiert den Abfallverursachern die Kosten ihrer Produktion und setzt damit Anreize zur Vermeidung (d. h. zur Umstellung der Produktionsverfahren, Substitution von Inputstoffen usw.) oder zur inner- oder außerbetrieblichen Verwertung im Ausmaß der Kostenvorteile gegenüber dem Beseitigungspreis. Vermeidung und Verwertung finden dann von selbst auf dem gesamtwirtschaftlich optimalem Niveau statt. Des weiteren setzt die Kostenanlastung Anreize zum Ausbau von Kapazitäten, zur Entwicklung neuer kostengünstigerer Verfahren, solange die Preise hoch genug sind, um die dafür einzusetzenden Faktoren (Boden, Arbeit, Kapital) zu finanzieren, und zum Abbau der Kapazitäten, wenn die Preise unter die Grenzkosten der teuersten Anlagen fallen. Gleichzeitig besteht ein Anreiz, das Angebot zu differenzieren und z. B. kostengünstige Verfahren für bestimmte Abfallarten zu entwickeln sowie kostensenkende Methoden zur Identifizierung der Inhaltsstoffe zu entwickeln.

Für verschiedene Formen der Umweltnutzung (d. h. auch unterschiedliche Schadstoffe) sind unterschiedliche Steuerungsinstrumente einzusetzen. Entscheidend für die Effizienz des Instrumentariums ist, identische Formen der Umweltnutzung auch identisch zu behandeln unabhängig davon, ob sie von der Abfallwirtschaft oder anderen Wirtschaftssektoren ausgehen. Nur dann kann das gesamte Potential allokativer Effizienz aktiviert werden.

76.* Von der Realisierung „ökologisch wahrer", d. h. den tatsächlichen Knappheiten von Rechten zur Nutzung der Umwelt Rechnung tragender Preise auszugehen, ist eine anspruchsvolle Annahme. Denn dies setzt voraus, daß die Ziele der Umweltpolitik (gleichgültig ob Qualitätsziele oder Handlungsziele) „richtig" gesetzt sind. „Richtig" bedeutet dabei, daß der vorhandene Kenntnisstand über die Wirkungen von Emissionen und strukturellen Eingriffen in die natürliche Lebensgrundlagen ausgeschöpft wurde sowie die feststellbaren Wirkungen und die verbleibenden Unsicherheiten anhand der (Risiko-)Präferenzen der Betroffenen und Beteiligten bewertet und den Kosten gegenübergestellt wurden. Davon kann heute sicher nicht in aller Strenge ausgegangen werden, und insofern könnte argumentiert werden, ein solches System der abfallpolitischen Steuerung sei schon deshalb zu verwerfen, weil es von unrealistischen Annahmen bei der umweltpolitischen Zielformulierung ausgehe. Dem ist freilich entgegenzuhalten, daß auch spezielle abfallpolitische Eingriffe (wie zum Beispiel eine Beschränkung von Abfallmengen) grundsätzlich dieselbe Kenntnis und Abwägung voraussetzen, ja sogar noch mehr, weil bekannt sein muß, welche Emissionsreduzierungen aus den angestrebten Abfallmengenreduzierungen erwachsen. Immmerhin: Die beschriebene Unsicherheit läßt Vorsicht bei der hier vorgeschlagenen Deregulierung und Reregulierung in Form einer Politik der kleinen Schritte angeraten erscheinen.

77.* Die Besonderheit der Steuerung der Umweltnutzung durch die Abfallwirtschaft liegt in drei Wirkungsbrüchen bei der Weitergabe des Lenkungsimpulses der Steuerung in der Kette der konsekutiven Abfallverursachung über die Preise. Die Art des Wirkungsbruchs entscheidet darüber, wo am besten anzusetzen ist, um die Kosteninformation an möglichst alle Verursacher weiterzugeben. Wird der Lenkungsimpuls nur unzureichend weitergegeben, muß geprüft werden, ob das abfallpolitische Instrumentarium dort ansetzen kann, wo am wirkungsvollsten die Vermeidung und Verwertung befördert werden kann.

Wirkungsbrüche stellen keine ausreichende Begründung dar, auf das Prinzip zu verzichten, eine Veränderung der Preise dort herzustellen, wo die externen Kosten anfallen und wo normalerweise die höchste Effizienz des staatlichen Eingriffs zu erwarten ist. Nur bei der Steuerung der Schädlichkeit der Abfälle müssen bei Wirkungsbrüchen zusätzliche Instrumente eingesetzt werden, die direkt beim Inverkehrbringer ansetzen. Dies sind vor allem Rücknahmepflichten und stoffbezogene Deposit-Refund-Systeme.

Beim Einsatz von Rücknahmepflichten sollte es im allgemeinen keine kollektiven oder individuellen Sammel- oder Verwertungsquoten geben. Individuelle Sammelpflichten, verbunden mit einer Abgabe auf nicht zurückgenommene Produkte, stellen ein wesentlich effizienteres Instrument dar.

78.* In einem System, in dem allen mit dem Umgang von Abfällen verbundenen Emissionen und strukturellen Eingriffen in die natürliche Umwelt durch ordnungsrechtliche oder preispolitische Maßnahmen gegenüber den direkten Verursachern Grenzen gesetzt sind, bedarf es keiner zusätzlichen Maßnahmen zur Förderung der Verwertung gegenüber der Beseitigung, keiner über die zur Sicherung der Größen- und Verbundvorteile bei der Sammlung von Hausmüll hinausgehenden Andienungspflichten und Autarkiezwänge, keiner öffentlich-rechtlich betriebenen Entsorgung und keiner Sammel- und Verwertungsquoten.

Die erwünschte Anpassung der Mengen und Schädlichkeiten der Abfälle und der Entsorgungskapazitäten aneinander und an die Rahmenbindungen des Umwelt- und Gesundheitsschutzes findet über den Markt statt. Verwertungs- und Mehrwegquoten, Auflagen zur Produktgestaltung (wie die Verwendung von Recyclaten oder die Verwertbarkeit nach dem Produktgebrauch), Verbote der Deponierung bestimmter Abfallfraktionen: Sie alle stellten zwar vor dem Hintergrund einer fehlenden Anlastung der Umweltkosten beim direkten Verursacher gerechtfertigte Zwischenlösungen dar, wären im geschilderten Regulierungsszenario jedoch ökologisch überflüssig und ökonomisch schädlich.

In einem solchen System ist auch die so umstrittene Unterscheidung zwischen „Abfall zur Verwertung" und „Abfall zur Beseitigung" überflüssig. Denn ob verwertet oder beseitigt wird, entscheidet jeder damit befaßte Akteur im Einzelfall unter den für ihn geltenden besonderen Bedingungen. Sofern den mit Verwertung und Beseitigung verbundenen Umweltbelastungen an der Quelle Grenzen gesetzt und Wirkungsbrüche mit den bestgeeigneten Instrumenten überbrückt sind, fällt jeder Akteur in der Abfallverursachungskette prinzipiell richtige Entscheidungen. Entscheidend für die Funktionsfähigkeit des Systems, insbesondere für die Kontrollierbarkeit illegaler Ausweichreaktionen, ist allerdings ein System von Nachweispflichten, das den Verbleib von Abfällen aller Art hinreichend genau nachzuvollziehen erlaubt.

79.* Viele der hier empfohlenen Änderungen werden nicht ohne umfassenden Bestandsschutz und entsprechende Zeithorizonte zu verwirklichen sein. Lange Zeithorizonte sind auch deshalb erforderlich, weil die deutsche Abfallpolitik an die auf der europäischen Ebene gesetzten Rahmenbedingungen gebunden ist und insofern der hier empfohlene Wandel auch auf der europäischen Ebene durchgesetzt werden muß. Bei der Realisierung von Teilschritten müssen sowohl die Frage der Vollständigkeit der umweltpolitischen Rahmenordnung als auch die mit den unterschiedlichen institutionellen Arrangements verbundenen Transaktionskosten im Blick behalten werden. Der Umweltrat verkennt nicht, daß dies schwierig sein wird. Aber die aus mehr Wettbewerb in der Abfallwirtschaft zu erwartenden Effizienzsteigerungen lassen ihm diesen Einsatz als lohnend erscheinen.

3.2 Umweltprobleme der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen

Risiken bei der Freisetzung und dem Inverkehrbringen

80.* Die Nutzung der Gentechnik wird zweifellos mittel- und langfristig einen Einfluß auf ökologische und evolutionäre Prozesse haben. Die gezielte Konstruktion eines gentechnisch veränderten Organismus im Labor, insbesondere über Artschranken hinweg, stellt einen Vorgang dar, der im Rahmen einer natürlichen Evolution höchstwahrscheinlich nie abgelaufen wäre. Derzeit gibt es allerdings keine gesicherten Hinweise darauf, der Gentechnik per se eine besondere und herausragende Beeinflussung zuzuschreiben, die auf plausiblen und nicht auf rein spekulativen Hypothesen beruht. Es kommt vermutlich auf das oder die eingeführten Gene sowie die Art und Weise der Insertion (Einfügung) im Einzelfall an, welche toxikologisch oder allergologisch bedeutsamen oder fitneßverändernden Eigenschaften im Empfängerorganismus ausgeprägt werden. Da keine allgemeingültigen Aussagen über Risiken bei der Anwendung der Gentechnik abgeleitet werden können, wird auch in Zukunft eine detaillierte Bewertung des Einzelfalls erforderlich sein.

81.* Der Umweltrat hält insgesamt die – ohne Zweifel vorhandenen – Risiken der Gentechnik, die mit einer breiten Einführung in der Landwirtschaft verbunden sind, für tragbar. Besondere Schäden, die wesentlich über das übliche Maß bei landwirtschaftlicher Nutzung hinausgehen, sind beim gegenwärtigen Stand der Zulassung und des Inverkehrbringens nicht zu erwarten. Dennoch hält der Umweltrat ein dem heutigen Wissensstand angepaßtes Bündel von Maßnahmen für erforderlich, um die unterschiedlichen Risikoqualitäten der gentechnischen Eingriffe auch künftig angemessen bewerten und mögliche langfristige Auswirkungen des kommerziellen Einsatzes der Gentechnik auf Menschen und Umwelt erkennen zu können. Das allgemeine botanische Wissen über das Verhalten unserer Kulturpflanzen im Freiland bildet dabei den Grundstock für die Abschätzung der ökologischen Folgen beim Einsatz der transgenen Varianten im Freiland. Spezielle Kenntnisse werden durch die ökologische Begleitforschung geliefert. Wenn nach dem Inverkehrbringen von transgenen Pflanzen diese in großem Maßstab in der Landwirtschaft genutzt werden, ist eine ökologische Dauerbeobachtung angezeigt.

82.* Die Entstehung von Inhaltsstoffen mit toxischem und allergenem Potential ist gleichermaßen bei der konventionellen und der transgenen Pflanzenzüchtung von Bedeutung. Gezielte Untersuchungen zu dieser Problematik sind bei der konventionellen Züchtung nicht vorgeschrieben, dagegen werden solche Untersuchungen für transgene Pflanzen gefordert, die in Verkehr gebracht werden sollen. Sicherheitsvorkehrungen zur Minimierung des Risikos durch allergene und toxische Substanzen, die für die Vermarktung von Produkten aus transgener Züchtung gelten, müßten prinzipiell auch bei landwirtschaftlichen Produkten aus konventioneller Züchtung Anwendung finden, da sich die vorhandenen stoffbezogenen Risiken kaum unterscheiden lassen. Die Wertungswidersprüche zwischen konventionellen und transgenen Pflanzen sind gesundheits- und umweltpolitisch kaum begründbar. Vorhandene Testverfahren sind ergänzungsbedürftig.

83.* Bei der Konstruktion transgener Pflanzen haben bislang vor allem Resistenzgene gegen Antibiotika als Markergene Verwendung gefunden. Bis heute konnte kein Nachweis geführt werden, daß ein Transfer eines Antibiotikaresistenzgens von einer Pflanze auf Bakterien unter natürlichen Bedingungen erfolgt. Daraus läßt sich ableiten, daß ein solcher

Transfer nur mit äußerst geringer Wahrscheinlichkeit stattfinden kann. Da Antibiotikaresistenzgene aber andererseits mit hoher Frequenz natürlicherweise in Bakterienpopulationen vorhanden sind und von dort durch horizontalen Gentransfer verbreitet werden, können durch transgene Pflanzen die Resistenzeigenschaften von Bakterien wohl nicht signifikant über die natürliche Rate hinaus erhöht werden. Der Umweltrat ist dennoch der Ansicht, daß zukünftig auf jegliche Art von Markergenen mit Antibiotikaresistenzeigenschaften spätestens dann, wenn transgene Pflanzen oder Mikroorganismen in Verkehr gebracht werden, verzichtet werden muß, um keine zusätzlichen Risiken aufkommen zu lassen. Hierfür erforderlicher Zeitaufwand und Züchtungsschritte müssen in Kauf genommen werden.

84.* Entsprechende Empfehlungen zur Vermeidung überflüssiger Markergene und Steuersequenzen sollten umgehend ausgesprochen werden. Eingeführte Fremdgene sollten nicht auf Plasmiden gehalten werden. Bei der Zulassung von neuen konventionellen wie auch transgenen Sorten sollte stärker auf wertgebende Inhaltsstoffe geachtet werden. Die Regelungen über das Zulassungsverfahren für neue Sorten sollten dahin erweitert werden, daß unerwünschte toxische und genotoxische Stoffe nicht nur ein Grund für den Widerruf der Zulassung sind, sondern bei erheblichen Risiken zur Versagung der Zulassung führen können. Der Umweltrat regt an, praktikable standardisierte Testverfahren zu entwickeln, um künftig das Zulassungsverfahren zu beschleunigen.

85.* Die Nichtrückholbarkeit von Organismen und Genen bedingt, daß bei Freisetzungsexperimenten grundsätzlich mit größter Vorsicht vorgegangen werden muß. Jeder freizusetzende, gentechnisch veränderte Organismus ist – wie bisher – als Einzelfall zu behandeln und jedes Freisetzungsverfahren schrittweise durchzuführen. Sollte ein transgener Organismus langfristig in der Umwelt überleben und sich schließlich etablieren können, ist dies aus ökologischer Sicht zunächst als neutral zu betrachten. Zur Abschätzung der ökologischen Folgen muß das Verwilderungspotential der Ausgangspflanze genauso betrachtet werden, wie der Zugewinn an Durchsetzungsvermögen nach Einführung des Fremdgens. Neben der Etablierung transgener Organismen in der Umwelt ist das Auskreuzen der Fremdgene auf verwandte, in der Umwelt vorhandene Arten von Bedeutung, denn so können Fremdgene in Wildpflanzen mit nachgewiesenem Durchsetzungsvermögen und einem festen Platz in natürlichen Lebensgemeinschaften gelangen. Wenn ein Genfluß stattfindet, muß geprüft werden, welche ökologischen Folgen dies nach sich zieht.

Alle bislang gewonnenen Erkenntnisse zur Etablierung transgener Organismen und zur Auskreuzung von Fremdgenen lassen den Schluß zu, daß die bis heute in der Landwirtschaft Mitteleuropas eingesetzten herbizidresistenten Pflanzen weder nennenswerte wirtschaftliche Vorteile noch erhebliche ökologische Veränderungen erwarten lassen. Entweder sind sie auf Dauer nicht überlebensfähig, oder es stehen keine Wildarten als Kreuzungspartner zur Verfügung. Die wenigen Beispiele, in denen es zu hybriden Nachkommen durch Kreuzung mit Wildarten kommen kann, bedürfen – auch wenn sie selbst zunächst ebenfalls als ökologisch wenig bedenklich eingestuft werden – einer intensiven Beobachtung, die über die gesetzlich vorgeschriebene Versuchsbeobachtung hinausgehen muß. Der Zustand der relativen Unbedenklichkeit könnte sich schon bald ändern, wenn in Zukunft Fremdgene eingesetzt werden sollten, die mehr umweltrelevante Eigenschaften aufweisen und ein Überleben unter extremen Umweltbedingungen wie Hitze, Kälte, Trockenheit, Nährstoffmangel oder Salzstreß ermöglichen. Solche transgenen Pflanzen oder die ihnen vermittelten Eigenschaften werden sich erfolgreich einbürgern und ausbreiten.

Basisdaten zum ökologischen Verhalten und theoretische Risikobewertung

86.* Der wissenschaftliche Ansatz der Ausbreitungsindizes stellt ein wichtiges Hilfsmittel dar, um das Risiko einer Verwilderung oder Auskreuzung transgener Pflanzen bereits theoretisch vorab bewerten zu können. Aus den Basisdaten zum ökologischen Verhalten von Pflanzen, die die ökologischen Parameter Hybridisierung/Pollenausbreitung, Diasporenausbreitung und Verbreitungshäufigkeit umfassen (Tab. 1), lassen sich Risikokategorien ableiten, die eine Einordnung der landwirtschaftlich genutzten nichttransgenen, und damit auch der transgenen Pflanzen, erlauben. Der Umweltrat hält es für dringend geboten, diesen wissenschaftlichen Ansatz der Ausbreitungsindizes für alle wichtigen Kulturpflanzen weiter zu verfolgen und für Europa sowie speziell für Deutschland in der Risikobewertung und im Zulassungsverfahren nach Gentechnikgesetz nutzbar zu machen. Bestehende Wissenslücken bei den Basisdaten sollten in internationaler Zusammenarbeit umgehend geschlossen werden.

87.* Da durch das Einführen von Fremdgenen in Pflanzen das ökologische Verhalten verändert werden kann, bedürfen auch die eingeführten Genkonstrukte und die dadurch vermittelten Eigenschaften einer Risikobewertung. Dies ist vor allem im Hinblick auf eine weitere und unkontrollierte Ausbreitung transgener Eigenschaften im Verlaufe von Züchtungen neuer Sorten mit transgenen Nutzpflanzen und wegen des Risikos möglicher Auskreuzungen auf Wildpflanzen von Bedeutung. Der Umweltrat empfiehlt, in Anlehnung an die Risikobewertung mittels Ausbreitungsindizes ein Schema zu entwickeln, welches eine Klassifizierung von Fremdgenen und der von ihnen vermittelten Eigenschaften im Hinblick auf ökologische Konsequenzen erlaubt. Die Erarbeitung eines solchen Schemas sollte umgehend begonnen werden. Noch vorhandene Wissenslücken müßten im Rahmen einer gezielten Grundlagen- und Wirkungsforschung zügig geschlossen werden.

88.* Mit einem solchen doppelten Bewertungsansatz von einerseits ökologischen Ausbreitungsindizes und andererseits einer Klassifizerung von Fremdgenen könnte dann das ökologische Verhalten von transgenen Pflanzen theoretisch bestimmt werden. Ausgangspunkt wäre das ökologische Verhalten der

Tabelle 1

Code-Tabelle zur Erfassung ökologischer Parameter von Pflanzen

Dp:	Hybridisierungs- und Pollenausbreitungsindex
Dp0:	keine verwandten Wildarten vorhanden
Dp1:	keine kompatiblen verwandten Wildarten vorhanden
Dp2:	keine Berichte über spontane Hybriden vorhanden
Dp3:	Auftreten zufälliger, natürlicher Hybride, keine Rückkreuzungen beobachtet
Dp4:	natürliche Hybridisierung, Hybride sind fertil und zeigen Rückkreuzungen
Dp5:	natürliche Hybridisierung häufig, Hybride sind fertil und zeigen häufig Rückkreuzungen
Dd:	Diasporenausbreitungsindex
Dd0:	keine Diasporenausbreitung (Samen sind steril)
Dd1:	Diasporenausbreitung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich
Dd2:	Diasporenausbreitung unter günstigen Bedingungen möglich
Dd3:	Diasporenausbreitung findet statt, Fruchtbildung normalerweise unterdrückt
Dd4:	Diasporenausbreitung ist bedeutend, Fruchtbildung erfolgt bei Kultivierung
Dd5:	Diasporenausbreitung ist die Regel, Fruchtbildung erfolgt häufig und mit hoher Effektivität
Df:	Verbreitungsfrequenz
Df0:	keine verwandten Wildarten vorhanden
Df1:	verwandte Wildarten äußerst rar
Df2:	verwandte Wildarten sehr rar
Df3:	verwandte Wildarten nicht sehr häufig vorkommend
Df4:	verwandte Wildarten nicht sehr häufig, aber gleichmäßig vorkommend
Df5:	verwandte Wildarten häufig und gleichmäßig vorkommend

Quelle: AMMANN, K., JACOT, Y., RUFENER AL MAZYAD, P.: Field release of transgenic crops in Switzerland: An ecological risk assessment of vertical gene flow. – S. 103 bis 157. – In: KÄPPELI, O. (Hrsg.) (1996): Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen. – Basel: Bats. – Übersetzt und verändert.

Ausgangspflanze, das sich je nach übertragenem Fremdgen verändert. Entsprechend sieht der Umweltrat die Möglichkeit, zukünftig bereits im ersten Schritt eines theoretischen Prüfverfahrens „relativ sichere", „ungewisse" und „unsichere" gentechnische Veränderungen zu erkennen.

Ökologische Begleitforschung und ökologische Dauerbeobachtung

89.* Da mit einer Zunahme an gentechnischen Neuentwicklungen mit Überlebensvorteilen und damit auch mit zunehmenden Risiken zu rechnen ist, hält der Umweltrat eine längerfristige finanzielle und institutionelle Sicherung der Begleitforschung für erforderlich. Es muß Sorge dafür getragen werden, daß die in den einzelnen Freilandversuchen der Begleitforschung erhobenen Daten den Genehmigungs- und Überwachungsbehörden sowie der Öffentlichkeit rasch zugänglich gemacht werden.

90.* Bis heute werden Daten von kontrollierten Freisetzungsversuchen extrapoliert und daraus ökologische Vorhersagen gewonnen, die Massenfreisetzungen zu wirtschaftlichen Zwecken, das heißt das Inverkehrbringen, betreffen. Wegen der Unwägbarkeiten bei diesem Vorgehen empfiehlt der Umweltrat, diese ökologischen Vorhersagen laufend in der Realität zu überprüfen und deshalb eine ökologische Dauerbeobachtung einzurichten. Diese ökologische Dauerbeobachtung sollte sich als breit angelegtes Programm auf transgene Kulturpflanzen und ihre Wildverwandten in Deutschland konzentrieren. Ein solches Monitoring sollte vorrangig den Zielen der biologischen Sicherheit und des Naturschutzes dienen und die ökologischen Auswirkungen untersuchen, die sich aus einer möglichen Ausbreitung transgener Pflanzen beziehungsweise der eingesetzten Fremdgene ergeben. Es sollte aber darüber hinaus auch die Entstehung resistenter Unkräuter, die Ausbreitung von tierischen Schädlingen und das Verhalten von Nützlingen beobachtet werden. Ein effizientes Monitoring setzt voraus, daß Referenzdaten des jetzigen, von gentechnisch veränderten Organismen noch unbeeinflußten Zustandes vorhanden sind. Dies macht eine möglichst rasche Etablierung notwendig. Begleitforschungen und Dauerbeobachtungsprogramme dienen bei dem derzeitigen unzureichenden Wissensstand als ein Warnsystem, das die Chance auf ein frühzeitiges Erkennen von Umweltgefährdungen bietet und den Erfolg von Gegenmaßnahmen erhöht.

91.* Bei der ökologischen Dauerbeobachtung schlägt der Umweltrat eine Beschränkung auf wesentliche Organismen und wesentliche Umweltfaktoren vor, wobei auch das Prinzip der repräsentativen Beobachtung verwirklicht werden sollte. Insbesondere muß das Untersuchungsprogramm die als „ungewiß" oder „unsicher" eingestuften gentechnisch veränderten Organismen abdecken. Weiterhin muß die Dauerbeobachtung stets auf ganzheitliche Untersuchungsansätze aufgebaut werden und dem Beziehungs- und Wirkungsgeflecht aller Organismen, der Ökosysteme und damit der biologischen Vielfalt gerecht werden.

92.* Der Umweltrat empfiehlt, zunächst Fallstudien zu initiieren, mit deren Hilfe festgelegt werden kann, welche Detailfragen in den Dauerbeobachtungsprogrammen bearbeitet werden sollen. Über eine Institutionalisierung ist erst dann zu entscheiden, wenn die genannten Fallstudien erfolgreich angelaufen sind. Mittelfristig empfiehlt der Umweltrat eine Inte-

gration in die allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. Es wird vorgeschlagen, daß zuständige überregionale Behörden des Bundes und der Länder, die bereits mit Überwachungsfunktionen betraut sind, sich gleichermaßen dieser neuen Aufgabe langfristig widmen sollten. Der Umweltrat befürwortet die Einrichtung einer zentralen Koordinationsstelle für die Umweltüberwachung transgener Organismen unter Beteiligung verschiedener Institutionen.

93.* Die von der Europäischen Kommission erlassenen Vorschriften zur Kennzeichung gentechnisch veränderter Lebensmittel erfordern eine umfangreiche Überwachung im Lebensmittelbereich. Eine Zusammenarbeit der Überwachungsstellen im Umwelt- und Lebensmittelbereich ist dringend geboten.

Rechtsprobleme der Freisetzung und des Inverkehrbringens

94.* Das Zulassungssystem des deutschen Rechts beruht auf der EU-weiten Harmonisierung des Gentechnikrechts nach der Freisetzungsrichtlinie (RL 90/220/EWG). Die Spielräume für nationale „Alleingänge" sind dementsprechend materiellrechtlich stark beschränkt. Zuständig für Genehmigungsentscheidungen sind bei den örtlich begrenzten Freisetzungen die Mitgliedstaaten. Beim Inverkehrbringen besteht eine geteilte Zuständigkeit. Grundsätzlich entscheidet der Mitgliedstaat, bei dem der Antrag gestellt wird. Wenn ein anderer Mitgliedstaat Einwände gegen eine beabsichtigte Zulassung erhebt, wird die Entscheidung über den Zulassungsantrag durch die Kommission und gegebenenfalls den Rat im Regelungsausschußverfahren getroffen und nur noch formell vom betreffenden Mitgliedstaat bestätigt. Nach dem System der Freisetzungsrichtlinie ist die Zulassung der Vermarktung eines gentechnisch veränderten Organismus in der ganzen Europäischen Union bindend. Neben dem Gentechnikgesetz ist auf das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Pflanzensorten zum Anbau in Landwirtschaft und Gartenbau das Saatgutverkehrsgesetz anwendbar.

95.* Die Aufspaltung der Prüfung der Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf mehrere Stoffgesetze ist umweltpolitisch unbefriedigend und sollte nach dem Vorbild des Arzneimittelrechts, Pflanzenschutzrechts und Futtermittelrechts und künftig des Saatgutverkehrsrechts zugunsten einer einheitlichen „sektoralen" Zulassung überwunden werden. Hinsichtlich des Inverkehrbringens verarbeiteter, gentechnisch veränderter Produkte, wie Lebens- oder Futtermittel, ist zu erwägen, dem Hersteller ein Optionsrecht zwischen einer separaten Zulassung des Ausgangsprodukts (z. B. Saatgut) im gentechnischen/-saatgutverkehrsrechtlichen Verfahren und einer weiteren Zulassung des verarbeiteten Produkts (z. B. Lebensmittel) im stoffrechtlichen Zulassungsverfahren oder einer einheitlichen Zulassung von Ausgangs- und verarbeitetem Produkt in einem konzentrierten sektoralen Verfahren einzuräumen. Um Wettbewerbsverzerrungen durch unterschiedliche Behördenzuständigkeiten und die daraus gegebenenfalls folgenden unterschiedlichen behördlichen Risikokonzeptionen zu vermeiden, liegt es dann allerdings nahe, unabhängig von der Entscheidungsbefugnis im Verhältnis zum Antragsteller die (gegebenenfalls behördeninterne) Zuständigkeit für die gentechnische Risikoermittlung und -bewertung ein und derselben Behörde anzuvertrauen.

96.* Der in § 16 Abs. 1 und 2 Gentechnikgesetz angestrebte Schutz des Menschen und der Umwelt bezieht sich nicht auf Einwirkungen durch gentechnisch veränderte Organismen schlechthin, sondern nur auf schädliche Einwirkungen. Gleichwohl werden in der bisherigen Genehmigungspraxis des Robert-Koch-Instituts auf Veranlassung des Umweltbundesamtes als Einvernehmensbehörde bei Freisetzungsanträgen die zu erwartenden Einwirkungen zunächst isoliert und ihre Minimierung unabhängig von der Feststellung der Schädlichkeit angestrebt. Dies erscheint für den Schutz der Umwelt an sich günstig, geht aber über das Vorsorgeprinzip hinaus. Es bestehen zwar nicht unerhebliche Meinungsverschiedenheiten darüber, wie greifbar die Anhaltspunkte für ein Gefährdungspotential als Vorsorgeanlaß sein müssen. Zum Teil wird eine Begrenzung auf empirisch verfügbares Risikowissen vertreten; zu Recht läßt man aber überwiegend auch theoretische Überlegungen und Berechnungen (hypothetisches Risiko) genügen. Einigkeit besteht jedoch darüber, daß ein rein spekulatives Risiko nicht ausreicht. Beschränkungsmaßnahmen gegenüber Einwirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf die Umwelt, die nicht als schädlich qualifiziert werden können, liegen im Bereich eines bloß spekulativen Risikos. Zur Minderung des Restrisikos können zwar Empfehlungen an die Betreiber gerichtet werden, Markergene und überflüssige Steuersequenzen zu entfernen, jedoch handelt es sich nach dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse nicht um Risiken, die Anlaß zur Besorgnis geben und deshalb Gegenstand einer behördlichen Regelung sein könnten (anders bei Antibiotikaresistenzen; vgl. Tz. 83*). Eine solche Empfehlung zur Vermeidung von Markergenen, die Resistenzen gegen therapeutisch bedeutende Antibiotikaklassen oder gegen Herbizide bewirken, ist von der Zentralen Kommission für die biologische Sicherheit ausgesprochen worden.

97.* Hinsichtlich der Bewertung von Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf die Umwelt, insbesondere auf Kulturpflanzen und den Naturhaushalt im ganzen, können als Richtschnur grundsätzlich die Maßstäbe des Naturschutzrechts herangezogen werden, jedoch fehlt es bisher an einem geschlossenen Konzept. Anhand des Maßstabs der Gleichartigkeit/Ungleichartigkeit werden die Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen mit denen natürlicher Prozesse oder konventioneller Züchtungen verglichen. Handelt es sich um Auswirkungen, die in gleicher Weise in der Natur ablaufen oder durch konventionelle Züchtungen verursacht werden können, gelten die Auswirkungen als nicht schädlich (oder doch vertretbar). Wenn man den höheren Sicherheitsstandard des Gentechnikrechts gegenüber dem für konventionelle Züchtungen anwendbaren Saatgutverkehrsrecht berücksichtigt, so sind die Auswirkungen bei einem auch nur geringen Nutzen jedenfalls vertretbar. Handelt es

sich um neuartige Prozesse, so liegt keine Schädlichkeit per se vor, vielmehr muß eine besondere Bewertung erfolgen. Dieser Ansatz ist bei Freisetzungen grundsätzlich richtig. Beim Inverkehrbringen ist seine Tragfähigkeit begrenzt. Im Hinblick auf den möglichen massenweisen Einsatz eines gentechnisch veränderten Organismus ist es denkbar, daß die Auswirkungen nicht mehr mit natürlichen Prozessen vergleichbar sind. Die Problematik solcher Bewertungen liegt in dem weiten, zu beurteilenden Zeithorizont.

Saatgutverkehrsgesetz

98.* Das Inverkehrbringen gentechnisch hergestellter Sorten bedarf auch einer Zulassung nach Saatgutverkehrsgesetz. Von besonderer Bedeutung ist dabei für gentechnisch hergestellte Pflanzen – neben der Beständigkeit – die Zulassungsvoraussetzung des landeskulturellen Wertes. Dieses Erfordernis stellt nach der Zulassungspraxis eine hohe Hürde dar. Die gesundheitliche Unbedenklichkeit ist nicht im Begriff des landeskulturellen Wertes enthalten. Sie ist – außer bei Gemüsesorten – nicht Zulassungsvoraussetzung, vielmehr sind Gesundheitsgefahren nur Widerrufsgrund. Die Zulassung ist zwingend zu erteilen, wenn die neue Sorte in der Gesamtheit ihrer festgestellten wertbestimmenden Eigenschaften im Vergleich zu den wertbestimmenden Eigenschaften der bereits eingetragenen Sorte eine deutliche Verbesserung erwarten läßt. Ferner ist eine Zulassung aufgrund einer Abwägung möglich, wenn die angemeldete Sorte in einer wertbestimmenden Eigenschaft besser, in anderen wertbestimmenden Eigenschaften aber schlechter ist als jede andere zugelassene Sorte. Je bedeutender und wichtiger der züchterische Fortschritt sich in den verbesserten wertbestimmenden Eigenschaften der Sorte darstellt, um so schwächer dürfen die Leistungen in den übrigen wertbestimmenden Eigenschaften sein. Fraglich ist, ob ein positives Ergebnis der Wertprüfung durch zu erwartende negative Auswirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen auf die Umwelt mit der Folge ausgeglichen werden kann, daß im Ergebnis der landeskulturelle Wert zu verneinen wäre. Auch das EU-Recht ist insoweit unklar, legt aber eine restriktive Auslegung nahe.

99.* Die Defizite des Saatgutzulassungsregimes liegen vor allem darin, daß eine systematische Überprüfung der gesundheitlichen Risiken neuer Sorten nicht erfolgt und die Verbreitung unerwünschter Eigenschaften neuer Sorten in der Umwelt nicht kontrolliert werden kann. Bei gentechnisch veränderten Sorten können diese Mängel durch das Zulassungsverfahren nach dem Gentechnikgesetz aufgefangen werden, bei konventionellen Züchtungen besteht eine Gesetzeslücke. Die Wertungswidersprüche zwischen Saatgutverkehrs- und Gentechnikrecht sind gesundheits- und umweltpolitisch jedenfalls insoweit kaum begründbar, als es sich um Wirkungen handelt, die in gleicher Weise auch bei konventionellen Pflanzensorten auftreten können. Eine konsistente Risikopolitik erfordert eine Verschärfung der Zulassungsvoraussetzungen für Saatgut. Sie bedürfte freilich bei Sorten, die harmonisierten Zulassungsverfahren unterliegen, d.h. Betarüben, Futterpflanzen, Getreide, Kartoffeln, Öl- und Faserpflanzen sowie Gemüse, einer Änderung oder jedenfalls Klarstellung des EU-Rechts.

Stufenkonzept und Inverkehrbringen

100.* Die Zulassung des Inverkehrbringens und die zur Vorbereitung der Zulassung erforderliche Prüfung nach dem Gentechnikgesetz bauen regelmäßig auf der vorherigen Prüfung und Zulassung der Freisetzung sowie den bei der Freisetzung gewonnenen Erfahrungen auf. Der Grundgedanke dieses Stufenkonzepts geht dahin, daß in den vorangegangenen Freisetzungsversuchen ausreichendes Risikowissen über die Eigenschaften und das Verhalten der gentechnisch veränderten Organismen in der Umwelt generiert worden ist, um auf der Grundlage der zusätzlichen Angaben des Antragstellers über Art und Umfang der Verwendung und die vorgesehene Verbreitung sowie gegebenenfalls vorgesehene Kontrollmaßnahmen die Risiken des Inverkehrbringens beurteilen zu können. Das Inverkehrbringen bedingt im Vergleich zum Freisetzungsversuch jedoch eine weiterreichende Offenheit des Systems; es ist mit diffusen Einwirkungsorten verbunden und kann durch Auflagen gegenüber dem Inhaber der Zulassung nicht ausreichend kontrolliert werden. Es kommt hinzu, daß selbst die Beschränkung des Inverkehrbringens auf einen bestimmten Verwendungszweck nicht gegenüber dem Verwender durchgesetzt werden kann, wenn dieser nicht mit dem Inhaber der Zulassung identisch ist. Das Grundproblem liegt aber darin, daß die „Übersetzung" aus dem kleinen Maßstab der Freisetzung in den großen des Inverkehrbringens eine nicht lediglich quantitative, sondern gegebenenfalls auch qualitative Veränderung zur Folge haben kann.

101.* Die begrenzte Übertragbarkeit der Erkenntnisse aus der vorangegangenen Freisetzung auf das Inverkehrbringen läßt sich aber durch die Risikobeurteilung und Erteilung von Auflagen nach § 19 Gentechnikgesetz im Zulassungsverfahren hinsichtlich des Inverkehrbringens nicht in vollem Umfang kompensieren, weil eine übermäßige Ausweitung der Logik des Zulassungsverfahrens als „Eröffnungskontrolle" widerspräche. Zur angemessenen Regulierung zunächst unerkannter oder irrtümlich als vertretbar angesehener Fernwirkungen, die auf dem immanenten Gefährdungspotential der Gentechnik und der weitgehenden Verwendung gentechnisch veränderter Sorten in der Landwirtschaft beruhen, sind nachträgliche, die Verwendung begleitende Risikoforschung und Kontrollen und gegebenenfalls nachträgliche Entscheidungen in Betracht zu ziehen. Die darin im Kern angelegte Flexibilisierung und Dynamisierung der Zulassung trägt der Erkenntnis Rechnung, daß aufgrund der Begrenztheit des Risikowissens die Problemlösungskapazität von Eröffnungskontrollen begrenzt ist. Eine „beobachtete Zulassung" hat gerade bei neuen Technologien den Vorteil, daß technische Innovationen nicht übermäßig behindert werden, andererseits dem Schutzanspruch des Gesetzes Rechnung getragen werden kann, wenn ein greifbarer Anlaß zur Besorgnis besteht.

Begleitforschung und Nachzulassungsmonitoring

102.* Von der Nachkontrolle, die der Überwachung der Folgen einer Freisetzung oder eines Inverkehrbringens dient, ist die Begleitforschung zu unterscheiden. Ihr Ziel ist es, anläßlich eines gentechnischen Versuchs oder des Inverkehrbringens den Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse hinsichtlich der mit den gentechnisch veränderten Organismen verbundenen Risiken fortzuentwickeln. Eine Pflicht zur Begleitforschung gibt es im Gentechnikgesetz nicht. Selbst Aufträge zur staatlich finanzierten Begleitforschung finden sich im Gesetz nur in sehr begrenzter Form (vgl. §§ 28, 29 GenTG).

103.* Das Gentechnikrecht enthält hinsichtlich der nachträglichen Gewinnung von Risikowissen deutliche Defizite. Zwar wäre eine generelle Pflicht des Betreibers und Herstellers zum Nachzulassungsmonitoring unverhältnismäßig, jedoch sollte § 19 Gentechnikgesetz dahin erweitert werden, daß die zuständige Behörde eine solche Pflicht im Wege der Auflage – zeitlich begrenzt – begründen kann. Als Entscheidungskriterien könnten dann durch Verwaltungsvorschrift die vom Umweltrat vorgeschlagenen Risikoklassen festgelegt werden. Für eine derartige Gesetzesänderung bedürfte es aber einer Änderung der Freisetzungsrichtlinie. Für ein langfristiges Umweltmonitoring sind ebenfalls die gesetzlichen Grundlagen zu schaffen. Für die Finanzierung von Begleitforschung sind Fondsmodelle in Betracht zu ziehen. Ob es vertretbar ist, dem Betreiber auch die Verpflichtung zur Begleitforschung aufzuerlegen, erscheint dem Umweltrat zweifelhaft. Hierdurch würden für die Entwicklung der Gentechnik in Deutschland Innovationshemmnisse aufgebaut und Wettbewerbsverzerrungen geschaffen.

Deregulierung von Freisetzung und Inverkehrbringen

104.* Der Umweltrat sieht grundsätzlich den kombinierten Ansatz der Risikobewertung von einerseits ökologischen Ausbreitungsindizes und andererseits einer Klassifizierung von Fremdgenen und ihren im Zielorganismus vermittelten Eigenschaften als geeignet an, das Zulassungsverfahren für Freisetzungen hinsichtlich der ökologischen Risiken zu deregulieren. Er lehnt zur Zeit eine Entlassung aus dem Zulassungsverfahren ab, hält jedoch ein bezüglich einzelner Risikosegmente vereinfachtes Verfahren zukünftig für möglich, wenn es gelingt, unterschiedliche Risikoniveaus operational zu definieren; diese Arbeit muß erst noch geleistet werden.

105.* Problematischer erscheint dem Umweltrat die Frage nach einer möglichen Deregulierung des Zulassungsverfahrens für das Inverkehrbringen. Er hält zwar grundsätzlich eine Übertragung des Konzeptes der Risikoklassen auch auf das Inverkehrbringen für möglich, soweit es sich um gentechnische Veränderungen mit klar definierten Eigenschaften handelt; die Aufgabe, diese Veränderungen zu bezeichnen, ist aber ebenfalls noch zu leisten. Deregulierungen dieser Art müßten darüber hinaus eine Ausweitung der vom Umweltrat befürworteten Begleitforschung und des Nachzulassungsmonitorings auch im Lebensmittelbereich zur Folge haben. Daher kann in absehbarer Zeit nicht so sehr die Entlassung aus der Zulassungspflicht, sondern allenfalls die Einführung eines vereinfachten Verfahrens erwogen werden.

Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Lebensmittel

106.* Eine besondere Brisanz in der öffentlichen Diskussion besitzt die Frage, unter welchen Voraussetzungen gentechnisch veränderte Lebensmittel oder Lebensmittelzutaten in den Verkehr gebracht werden können. In diesem Bereich stehen zwei unterschiedliche regulatorische Risikokonzepte einander gegenüber. Während das Lebensmittelrecht – abgesehen von Zusatzstoffen – auf dem Grundsatz der Marktfreiheit beruht und lediglich das Inverkehrbringen gesundheitsgefährdender Lebensmittel untersagt, geht das Gentechnikrecht von der Notwendigkeit einer Präventivkontrolle aus, die der Abwehr von Gefahren und der Vorsorge gegen Risiken dient, die mit dem Inverkehrbringen verbunden sind. Hieraus ergeben sich unterschiedliche Herangehensweisen bei der Überprüfung der mit ihrem Verzehr verbundenen Risiken und bei der Gleichwertigkeit der Sicherheitsniveaus.

107.* Das Zulassungssystem der Verordnung beruht auf einer Einteilung neuartiger Lebensmittel in zwei Risikoklassen. Grundsätzlich findet ein Zulassungsverfahren statt, in dem der Hersteller den Nachweis für die Unbedenklichkeit des neuartigen Lebensmittels erbringen muß. Enthalten die Lebensmittel gentechnisch veränderte Organismen oder bestehen sie aus ihnen, so gehören zu den beizubringenden Unterlagen auch die Freisetzungsgenehmigung, die Ergebnisse der Freisetzungen und die vollständigen Genehmigungsunterlagen für das Inverkehrbringen nach der Freisetzungsrichtlinie. Neuartige Lebensmittel, die zwar aus gentechnisch veränderten Organismen hergestellt wurden, solche aber nicht enthalten und nach den verfügbaren und allgemein anerkannten wissenschaftlichen Befunden oder aufgrund der Stellungnahme der zuständigen nationalen Lebensmittelprüfstelle konventionellen Lebensmitteln im wesentlichen gleichwertig sind, bedürfen dagegen nur der Anmeldung bei der Kommission; abzustellen ist dabei auf Zusammensetzung, Nährwert, Stoffwechsel, Verwendungszweck und Gehalt an unerwünschten Stoffen. Diese Vereinfachung ist nach Auffassung des Umweltrats gesundheitspolitisch an sich vertretbar und wirtschaftlich sinnvoll. Ein Mangel des Anmeldeverfahrens liegt darin, daß die wesentliche Gleichwertigkeit nicht stets zweifelsfrei festzustellen ist; der Hersteller kann zunächst selbst entscheiden, ob er nur eine Anmeldung vornimmt oder den beschwerlicheren Weg des Zulassungsverfahrens geht. Im Hinblick auf die Neuartigkeit der Risiken gentechnisch veränderter Lebensmittel wäre im übrigen erwünscht gewesen, ein Nachzulassungsmonitoring nach dem Muster des Lebensmittelrechts vorzuschreiben. Die bestehenden Regelungen des deutschen Rechts (§§ 46c bis 46e LMBG) sollten nach Auffassung des Umweltrats für gentechnisch veränderte Lebensmittel beibehalten und sogar ausgebaut werden.

108.* Neben der Zulassung steht die Kennzeichnung neuartiger, insbesondere gentechnisch veränderter Lebensmittel im Zentrum der Verordnung über neuartige Lebensmittel. Die Kennzeichnungsregelung geht über den bereits in der Freisetzungsrichtlinie angelegten Gesundheitsschutz hinaus und umfaßt auch den Schutz des Verbraucherinteresses vor Täuschung und die Gewährleistung von Transparenz. Es bestehen jedoch erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich der Feststellung und Bewertung des Vorhandenseins gentechnisch veränderter Organismen und insbesondere der substantiellen Gleichwertigkeit bei gentechnisch im Vergleich zu konventionell hergestellten Lebensmitteln. Entsprechendes gilt hinsichtlich der Reichweite und der Art der Kennzeichnung.

In Zukunft wird es kein allgemeingültiges Verfahren für den Nachweis gentechnischer Veränderungen in der Nahrung geben. Die Verfahren müssen auf den Einzelfall abgestellt werden. Der Prüfung der Nukleotidsequenz sollte als direktem Nachweisverfahren jedoch zunächst der Vorzug vor anderen Verfahren gegeben werden. Dennoch werden Nachweislücken bleiben, insbesondere bei Weiterzüchtungen, in der Tierernährung, bei Vermischungen, Verunreinigungen und umfangreichen, schwer kontrollierbaren Verarbeitungsschritten. Der Umweltrat weist deshalb darauf hin, daß in solchen Fällen allenfalls ein pragmatisches Vorgehen bei der Kennzeichnung möglich sein wird. Entsprechende Ausführungsvorschriften zur Kennzeichnung und zu den Nachweisverfahren sollten umgehend erlassen werden.

109.* Es ist offensichtlich, daß eine Politik der Transparenz zu einer „Stigmatisierung" gentechnisch veränderter Lebensmittel und damit zu Akzeptanzproblemen führen kann. Hierdurch wird der Eindruck vermittelt, allein mit der Präsenz von Spuren transgener DNA in Lebensmitteln könne ein Restrisiko für den Verbraucher verbunden sein. Angesichts der Risiken, die üblicherweise von Lebensmitteln ausgehen können, ist es eher unwahrscheinlich, daß durch das bloße Vorliegen transgener DNA in Lebensmitteln überhaupt vergleichbare Gefährdungen für den Menschen ausgehen können. Hierfür wäre zumindest das Vorhandensein entsprechender Expressionsprodukte, zum Beispiel von Giften oder Allergenen, erforderlich. Denkbar ist aber auch, daß eine umfassende Verbraucherinformation letztlich die Akzeptanz gentechnisch veränderter Lebensmittel fördert. Die Herstellung voller Transparenz beim Inverkehrbringen von Lebensmitteln, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten, aber auch solcher, die mit gentechnischen Verfahren hergestellt werden, ohne noch solche Organismen zu enthalten, entspricht der Entwicklung des Verbraucherrechts. Sie ist nach Auffassung des Umweltrates vor allem dadurch gerechtfertigt, daß es sich bei den Risiken der Gentechnik um neuartige Risiken handelt, bei denen Bewertungsirrtümer nicht völlig ausgeschlossen werden können.

Allerdings weist der Umweltrat darauf hin, daß es eine Vielzahl neuer Verfahren in der Lebensmitteltechnologie gibt, bei denen zwar keine Gentechnik, aber neue Organismen und Enzyme zum Einsatz kommen. Außerdem stellen in der Lebensmittelherstellung Verunreinigungen oder Beimischungen ohne ausreichende Kennzeichnung für Allergiker ein Problem dar. Die gegenwärtige Diskussion über die Kennzeichnung gentechnisch veränderter Lebensmittel sollte vor diesem Hintergrund Veranlassung geben, insgesamt eine ausgewogene Politik der Verbraucherinformation bei allen, nicht nur gentechnisch veränderten Lebensmitteln zu entwickeln.

3.3 Umweltschutz und internationaler Handel

110.* Im Ausklang des zwanzigsten Jahrhunderts gerät die internationale Verflechtung mehr und mehr zur bestimmenden Herausforderung für die umweltpolitischen Akteure. Nationale Maßnahmen erweisen sich in dem Maße als unzureichend, wie sich Umweltgüter beziehungsweise Umweltbelastungen über Staatsgrenzen hinweg erstrecken. Politische Initiativen zur Bewältigung der jeweiligen Problemkomplexe sind im Fall grenzüberschreitender beziehungsweise globaler Umweltgüter auf bi- oder multilaterale Übereinkommen (z.B. Montrealer Protokoll zum Schutz der Ozonschicht, Klimarahmenkonvention) oder die Schaffung internationaler Institutionen angewiesen, beispielsweise auf Ebene der Europäischen Union oder der Vereinten Nationen.

In der politischen Diskussion über Ursachen und Lösungswege internationaler Umweltprobleme wird dem Zusammenspiel von dynamisch wachsendem Welthandel und Umweltschutzanliegen erhöhte Aufmerksamkeit zuteil; zum einen mit Blick auf die grundlegenden Umweltwirkungen einer vertieften weltwirtschaftlichen Arbeitsteilung mit ihrer Intensivierung von Güter- und Kapitalströmen („Globalisierung"), zum anderen im Bemühen, die durch das Abkommen zur Errichtung der Welthandelsorganisation (WTO) konstituierte internationale Handelsordnung für umweltpolitische Zwecke einsetzen beziehungsweise umwidmen zu können.

Der Umweltrat sieht die Bereiche Welthandel und Umwelt schon über das Leitbild dauerhaft umweltgerechter Entwicklung eng miteinander verbunden. Dieses betont die Notwendigkeit des Nebeneinanders von Umwelt-, Wirtschafts- und Sozialverträglichkeit. Gestützt auf das Leitbild geht er der Frage der Legitimation von handelspolitischen Eingriffen in den freien Warenverkehr nach und entwickelt Vorschläge für eine stärker umweltorientierte Welthandelsordnung.

111.* Einerseits gibt es zu einer Bekämpfung der weltweiten Armut durch Beteiligung der Entwicklungsländer am freien Welthandel nach Ansicht des Umweltrates keine Alternative. Andererseits führt eine Untersuchung der Interdependenzen zwischen verstärktem Außenhandel und Umweltschutz zu dem Ergebnis, daß neben vielen komplementären Beziehungen, wie etwa einkommensbedingter Rückgang des Bevölkerungswachstums, steigende Nachfrage nach höherer Umweltqualität, Transfer von Umweltschutztechnologien, ökologisch vorteilhafte Standortarbitrage, Finanzierung des Schutzes von Umweltfunktionen aus Einnahmen für komplementäre Güter

und Dienstleistungen, auch Konflikte auftreten. Zu den möglichen negativen umweltbezogenen Effekten intensivierter außenwirtschaftlicher Handelsbeziehungen zählen die Zunahme von Transportaktivitäten und der damit verbundenen Umweltbelastungen, höhere Emissionen aufgrund handelsbedingter Wachstumsimpulse, die Verlagerung von Umweltbelastungen in Staaten, die ihre umweltpolitischen Maßnahmen nicht am wohlfahrtstheoretisch gebotenen Regulierungsbedarf ausrichten, sowie ökologische Risiken aus dem Handel mit gefährdeten (z. B. bedrohte Arten, Elfenbein) oder gefährdenden Gütern (z. B. gefährliche Abfälle).

Dort, wo Konflikte zwischen vertieften Außenhandelsbeziehungen und Umweltschutzinteressen auftreten, stellt sich die Frage nach der Zulässigkeit handelspolitischer Maßnahmen.

112.* Im Rahmen des derzeit geltenden internationalen Rechtsrahmens sind umweltschutzmotivierte Eingriffe in den Welthandel prinzipiell nicht erlaubt. „Umweltordnung" und Welthandelsordnung werden weitestgehend als streng voneinander getrennte Systeme betrachtet. Eine Aufgabenverteilung mit deutlicher Trennung der jeweiligen Funktionen – das GATT als Regelsystem zur Sicherung und Förderung des freien Welthandels, andere Teilsysteme der internationalen Ordnung als Regelungsinstanz für Menschenrechte, Umwelt und Ressourcen, Soziales usw. – ist nach Meinung des Umweltrates ordnungspolitisch zwar grundsätzlich zu befürworten; allerdings sollte das Prinzip unabhängiger Aufgabenbereiche nur soweit reichen, wie den aus dem Gesamtzusammenhang aller (Teil-)Ordnungen abzuleitenden Gemeinwohlzielen in hinreichendem Umfang genügt wird und andere Ordnungen und deren Schutzgüter nicht unverhältnismäßig beeinträchtigt werden. Für den Konfliktfall müssen Regeln für das Verhältnis der Ordnungen zueinander entwickelt werden. In geringem Umfang sind solche Regeln bereits im GATT angelegt.

113.* Bei der Forderung nach einer Legitimierung außenhandelspolitischer Maßnahmen legt der Umweltrat ein ordoliberales Politikverständnis zugrunde, das steuernde Eingriffe staatlicher Kollektive an den Nachweis von Funktionsdefiziten („Marktversagen") bindet. Die mit internationalen Handelsbeziehungen (potentiell) verbundenen umweltrelevanten Funktionsmängel ordnet er nach drei Schutzgütern – (1) Natur- bzw. Umweltgüter, (2) unveräußerliche Umweltgrundrechte (insbesondere Leben und menschliche Gesundheit) sowie (3) weltwirtschaftlich effiziente Arbeitsteilung – und leitet daraus folgende Ziele für eine umweltorientierte Welthandelsordnung ab:

Ziel I: Abwehr von Maßnahmen eines Exportlandes, die die Umwelt (via Umwelteffekt) oder den Ressourcenbestand (via Nutzungskonkurrenz) eines Importlandes, einer Ländergruppe oder der Weltgemeinschaft schädigen

Externe Effekte und die Existenz öffentlicher Güter – wie sie regelmäßig im Umweltbereich gegeben sind – sind als Ursachen von regelungsbedürftigem Marktversagen weithin anerkannt. Das Prinzip der territorialen Integrität und das Prinzip der gutnachbarschaftlichen Beziehungen sind sowohl in Grundsatz 2 der Rio-Deklaration als auch im WTO/GATT-Regelwerk verankert.

Ziel II: Sicherung von unveräußerlichen Menschenrechten

Aus ethischer Sicht stellen Verletzungen von unveräußerlichen Menschenrechten eine absolute Schranke für Wirtschaft und Politik dar. Die Ausnahme bestimmter, gerade auch umweltbezogener Grundrechte (z. B. Leben und menschliche Gesundheit) von marktgebundenen Koordinationsprozessen folgt nach Ansicht des Umweltrates neben vorrangig normativen Begründungen, wie sie schon im Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung enthalten sind, auch ökonomischen und politischen Begründungen. Zwar gibt es zur Zeit noch keinen konsistenten internationalen Menschenrechtskatalog; eine Legitimation für außenhandelspolitische Maßnahmen zum Schutz von unveräußerlichen umweltbezogenen Menschenrechten kann sich aber (außer auf vertragstheoretische Begründungen) auf den Grundsatz 1 der Rio-Deklaration und die kulturübergreifende, rechtlich weitgehend kodifizierte Bedeutung des Gesundheitsschutzes stützen sowie auf eine Reihe von Standards zurückgreifen, die zum Schutz der Menschenrechte im Zusammenhang mit Umweltschäden in vielen Bereichen erlassen wurden (WHO, FAO, ILO u. a.).

Ziel III: Sicherung der Effizienz der weltwirtschaftlichen Arbeitsteilung, soweit diese durch „unfaire" Maßnahmen eines Exportlandes („Umweltdumping") beeinträchtigt wird

International unterschiedliche Umweltstandards sind nicht an sich zu beanstanden, da sie nationale Unterschiede in der physischen Ausstattung mit Umweltfaktoren oder in der Nachfrage nach Umweltfunktionen reflektieren können. Wettbewerbsverzerrungen, die auf die mangelnde Internalisierung von lokalen, grenzüberschreitenden oder globalen Umweltschäden zurückzuführen sind, sind im Rahmen des GATT/WTO-Regimes hingegen durchaus regelungsbedürftig. Allerdings ist das Internalisierungskonzept wegen der methodologischen wie empirischen Unschärfen nicht als Referenzsystem geeignet, an dem ökologisches Dumping gemessen und damit sanktionsfähig gemacht werden könnte. Statt dessen sollten die in internationalen Abkommen festgeschriebenen Umweltstandards beziehungsweise Ressourcennutzungsrechte als Referenzmaßstab für Sanktionsermächtigungen dienen.

114.* Mit Blick auf diese Ziele lassen sich konkrete Vorschläge zur Fortschreibung des GATT unter Umweltaspekten ableiten:

Nach Ansicht des Umweltrates sind unilaterale Handelsmaßnahmen bei unmittelbarer Betroffenheit des Importlandes unter Berufung auf das nationale Schutzprinzip legitim, wenn einseitig grenzüberschreitende Beeinträchtigungen von Umweltgütern sowie von Ressourcennutzungsrechten des Importlandes abgewehrt werden sollen. Der einzelne Schädiger, sprich das einzelne Exportland, muß dabei eindeutig identifizierbar sein. Handelspolitische Maßnahmen müssen dem Gebot der Verhältnismäßigkeit

des GATT genügen. In diesem Sinne schlägt der Umweltrat eine Ausdehnung des Artikel XX Buchst. b GATT (Vorrang des Schutzes des Lebens oder der Gesundheit von Personen und Tieren oder des Erhalts des Pflanzenwuchses bei Beeinträchtigungen durch Importprodukte) auf direkte einseitige grenzüberschreitende Beeinträchtigungen von Umweltgütern sowie von Ressourcennutzungsrechten des Importlandes durch die Produktions- und Prozeßmethoden des Exportlandes vor.

115.* Liegt keine unmittelbare Betroffenheit des Importlandes vor oder ist der Verursacher nicht eindeutig bestimmbar, müssen handelspolitische Maßnahmen erst durch ein entsprechendes Abkommen zwischen den betroffenen Staaten legitimiert werden; dies gilt zur Abwehr von Schäden an gemeinsam nutzbaren und globalen Umweltgütern, Bestandsverlusten an gemeinsam nutzbaren und globalen Ressourcen sowie bei umweltbezogenen Menschenrechtsverletzungen. Dabei legt das Abkommen den entsprechenden Referenzstandard fest. Die im Vertrag vorgesehenen Handelsmaßnahmen können angewendet werden; ihre GATT-Konformität sollte durch Öffnungsklauseln im GATT gesichert werden, wobei gewisse Kriterien wie Offenheit für alle Parteien und ausreichender Problembezug der Handelsbeschränkungen festgeschrieben werden könnten. Angesichts der fundamentalen Bedeutung von Menschenrechten sollten handelspolitische Maßnahmen zu ihrer Durchsetzung nach Ansicht des Umweltrates auch in den Fällen zulässig sein, in denen die Abkommen selbst keine Sanktionen vorsehen.

Im Sinne der vorstehenden Überlegungen empfiehlt der Umweltrat die Aufnahme eines Artikels XX Buchst. k, der in Anlehnung an Artikel XX Buchst. h GATT (Vorrang von Grundstoffabkommen) Maßnahmen bezüglich Schäden an grenzüberschreitenden beziehungsweise gemeinsam nutzbaren Umweltgütern und Ressourcen, bei denen keine eindeutige Zuordnung von Schädigern und Geschädigten möglich ist, sowie Schäden an globalen Umweltgütern regelt. Analog sollten in einem zusätzlich aufzunehmenden Artikel XX Buchst. l GATT Maßnahmen in bezug auf Produkte geregelt werden, bei deren Produktion es zu einer Verletzung umweltbezogener Menschenrechte kommt.

116.* Weiterhin schlägt der Umweltrat eine Änderung des GATT vor, die Importbeschränkungen wegen umweltschädigender oder Menschenrechte verletzender Produktionsformen auch gegenüber Nichtsignatarstaaten von multilateralen, für allgemeinverbindlich erklärten Verträgen für zulässig erklärt. Allgemeinverbindlich wird eine Vereinbarung nach Vorstellung des Umweltrates nur dann, wenn eine qualifizierte Mehrheit der durch das Übereinkommen negativ betroffenen Staaten diesem beitritt; gegebenenfalls muß eine weitere Unterteilung der betroffenen Staaten nach Maßgabe näherungsweise gleicher (vertragsrelevanter) Ausgangsbedingungen (z. B. Wirtschaftsstruktur, Anpassungskosten, Entwicklungsstand) und Interessenstrukturen vorgenommen werden. Auf diese Weise sollen die Interessen derjenigen, die die Anpassungslasten des in Rede stehenden Abkommens tragen, gewahrt werden.

117.* Die grundsätzliche Zulassung von Handelsbeschränkungen in den genannten Fällen bedeutet nach Auffassung des Umweltrates nicht, daß von dieser Möglichkeit in jedem Fall Gebrauch gemacht werden sollte. Bei einigen Ländern kann es sich nach Ansicht des Umweltrates als sinnvoller erweisen, anstelle von Handelssanktionen Handelsmaßnahmen mit positiver Anreizfunktion zu ergreifen. Dies gilt insbesondere für Entwicklungsländer, da Handelsrestriktionen hier auch einen ökologisch kontraproduktiven Effekt auslösen können, nämlich eine weitere Verschärfung der armutsbedingten Umweltzerstörung. Der Rückgang der Deviseneinnahmen aus dem Export kann den betroffenen Ländern die Grundlage dafür nehmen, einen höheren Lebensstandard zu erreichen, der für einen Rückgang des Bevölkerungswachstums und die damit einhergehende Entlastung der Umweltsituation unentbehrlich ist.

118.* Über die vorgeschlagenen Änderungen des GATT hinaus mahnt der Umweltrat den Abschluß von Abkommen mit folgenden Regelungsinhalten an:

- Definition und Durchsetzungsmechanismen für umweltbezogene unveräußerliche Menschenrechte, das heißt materielle Bestimmung von individuellen Mindeststandards und Sicherung von umweltpolitischen Mitbestimmungsrechten.
- Festlegung und Durchsetzungsmechanismen für einen den zukünftigen Generationen mindestens zu überlassenen Bestand an globalen Umweltgütern und globalen Ressourcen (z. B. durch Ergänzung des Klimaprotokolls).
- Multilaterale Verfahrensregelungen zur Bestimmung beziehungsweise gegenseitigen Anerkennung von Umweltstandards (materiell) beziehungsweise von verschiedenen Ökolabelling-Programmen (institutionell).

119.* Um Veränderungen im Konfliktfeld Umweltschutz und internationaler Handel zu bewirken, bedarf es neben inhaltlicher Vorschläge auch neuer institutioneller Initiativen. Isolierte Vorstöße einzelner Staaten zur Änderung des GATT erscheinen dem Umweltrat gegenwärtig ebensowenig erfolgversprechend wie Initiativen, die aus einzelnen internationalen Organisationen hervorgehen. Vielmehr sollte für einen bestimmten Zeitraum ein Forum etabliert werden, das unter breiter Beteiligung der betroffenen internationalen Organisationen und Regime im Bereich von Umweltschutz und Handel, der zuständigen Ministerien der nationalen Regierungen und repräsentativer Nichtregierungsorganisationen einen Diskussions- und Konsensfindungsprozeß organisiert. Der Umweltrat fordert die Bundesregierung auf, entsprechende Initiativen aktiv zu unterstützen und mitzugestalten.

3.4 Umwelt, Freizeit und Tourismus

120.* Die fortschreitende Zunahme der Freizeitaktivitäten und des Tourismus, insbesondere des Ferntourismus, hat neben den erwünschten ökonomischen Vorteilen auch vermehrt Belastungen für die

Umwelt zur Folge. Durch landschaftsbezogenen Tourismus und Freizeitsport werden oftmals empfindliche Lebensräume in Anspruch genommen. Flächenverbrauch, Zersiedelung, Beeinträchtigung der verschiedenen Umweltmedien sowie Verkehrsemissionen sind wesentliche Ursachen der Belastung. Symptomatisch für die von Freizeit- und Erholungsaktivitäten ausgehenden Umweltbeeinträchtigungen und -schädigungen ist, daß sie sich in einem langfristigen, schleichenden Prozeß entwickeln und deshalb nur schwer wahrnehmbar sind. Die Wachstumsprognosen der Freizeit- und Tourismusbranche lassen eine Verstärkung der Problematik erwarten.

121.* Insgesamt zeigt sich, daß die Berücksichtigung von Umweltbelangen in Freizeit und Tourismus auf der Ebene wissenschaftlichen Erkenntnisfortschritts und teilweise auch in programmatischer Hinsicht zwar Fortschritte gemacht hat, in der Praxis jedoch immer noch unbefriedigend erfolgt. Die vorhandenen Ansätze auf internationaler Ebene sind von unterschiedlichem, meist geringem Konkretisierungs- und Verpflichtungsgrad, was sich unter anderem daran zeigt, daß eine Vielzahl von Empfehlungen existiert, jedoch kaum bindende Abkommen vorhanden sind. Trotz verschiedener gesetzlicher Regelungen fehlt es in einer Reihe von Zielländern häufig an deren Umsetzung beziehungsweise an deren effektiven Kontrolle. Um eine stärkere Integration von Umweltschutz und Tourismus zu erreichen, ist es notwendig, das vorhandene internationale umweltpolitische Instrumentarium auszuschöpfen und weiterzuentwickeln, um damit auch in den Zielländern auf eine ökologisch verträgliche Tourismusentwicklung hinzuwirken. Überdies sollte die deutsche Tourismuswirtschaft ihre starke Marktposition als Beitrag zu einer umweltgerechten Tourismusentwicklung und Internationalisierung hoher Umweltstandards nutzen. Im Hinblick auf die europaweite Bedeutung des Freizeit- und Tourismusbereichs sollte auf europäischer Ebene – unter Beachtung des Subsidiaritätsprinzips – ein schlüssiges Konzept für den gesamteuropäischen Raum erarbeitet werden. Die bisher getroffenen Maßnahmen werden der grenzüberschreitenden Umweltproblematik nicht gerecht.

122.* Tourismuspolitik und Umweltpolitik sind Querschnittsaufgaben. Sie betreffen eine große Zahl von Politikfeldern und gesellschaftlichen Akteuren, die im Zusammenhang mit tourismuspolitischen Maßnahmen von Bedeutung sind. Eine intensive Kommunikation für ein koordiniertes Vorgehen ist daher unabdingbar. Durch die zu geringe Personalausstattung der zuständigen Behörden unterbleiben weitgehend konzeptionelle sowie andere Aufgaben, wie die kontinuierliche Beobachtung der Akteure und der Entwicklungen auf europäischer Ebene. Eine personelle Verstärkung in den betreffenden Behörden ist folglich dringend notwendig.

123.* Auch eine Umorientierung der Förderpolitik ist dringend erforderlich. Diese sollte zwischen den Ressorts abgestimmt, von adäquater Dauer sowie stärker auf Umsetzung ausgerichtet sein und vor allem Regionen und Kommunen fördern, die über ein nach dem „Bottom up"-Prinzip entwickeltes Tourismus-Leitbild verfügen. Insbesondere eine begleitende Förderung von Maßnahmen, die dazu beitragen, die Kooperation zwischen den Akteuren zu verbessern und die zur Entwicklung regionaler Tourismuskonzepte führen, hat positive Ergebnisse erbracht.

124.* Die Lösung des Konfliktes zwischen naturnahen Freizeitaktivitäten und Natur- und Umweltschutz ist auch deshalb komplizierter geworden, weil ein zunehmender Teil der Sport- und Erholungsaktivitäten individuell oder über kommerzielle Anbieter ausgeübt wird. Traditionelle Steuerungsmechanismen, etwa über die Vereine, verlieren dadurch an Wirkung. Ein gezieltes Engagement der Vereine für Maßnahmen im Bereich der Umweltaufklärung, die sich an nichtorganisierte Sportler wenden, könnte diesem Wirkungsverlust in einigen Bereichen entgegenwirken. Die Kommunikation mit der Freizeitindustrie ist zu intensivieren, um nachteilige Umweltwirkungen neuer Entwicklungen und Aktivitäten noch vor ihrer Realisierung abschätzen sowie auf eine Minimierung hinwirken zu können.

125.* Da Freizeitaktivitäten über eine Informations- und Öffentlichkeitsarbeit nur begrenzt steuerbar sind, ist die Anwendung einer Vielzahl weiterer Maßnahmen und Instrumente notwendig. Bei der Auswahl der Maßnahmen sind mögliche Verdrängungseffekte zu beachten. Ein wichtiges Instrument im Sinne der Vorsorge ist die Landschaftsplanung. Mit ihrer Hilfe kann die Landnutzung an die jeweiligen naturräumlichen Vorausetzungen angepaßt und eine Zonierung der Landschaft in Bereiche abgestufter Nutzungsintensität erfolgen (Naturvorrangräume, Naturerholungsräume). Eine stärkere Verknüpfung der Landschaftsplanung mit der Fremdenverkehrsplanung ist dabei erforderlich.

Um den Nutzungsdruck in geschützten Gebieten zu mindern, dürfen dort besonders umweltschädigende Freizeitaktivitäten (z.B. Mountainbiking, Klettern) nicht zugelassen werden. Durch Lenkungsmaßnahmen muß der allgemeine Besucherverkehr räumlich und zeitlich auf weniger empfindliche Bereiche begrenzt werden. Im Wege der räumlichen Planung sollten für besonders empfindliche und schützenswerte Gebiete ökologisch weniger empfindliche Ersatzräume angeboten werden. Des weiteren ist eine Überprüfung bestehender Nutzungen auf ihre Umweltverträglichkeit hin vorzunehmen und gegebenenfalls ein Ausgleich zu schaffen. Ebenso ist eine Weiterentwicklung der Umweltverträglichkeitsprüfung für alle großflächigen Freizeitanlagen anzustreben. Zusätzlich zu diesen Maßnahmen sind geeignete Naherholungsräume in Siedlungsnähe bereitzustellen. Dies kann beispielsweise durch die Aufwertung ausgeräumter Landschaften durch landschaftsgestaltende Maßnahmen erreicht werden.

126.* Zur Verbesserung der Datenbasis im Bereich Freizeit und Tourismus sollten geeignete Indikatoren berücksichtigt und entsprechende Daten erhoben werden; dabei ist auch die ökologische Umweltbeobachtung zu nutzen. Auch wenn die Datenlage zum Thema Umwelt, Freizeit und Tourismus in vielerlei Hinsicht defizitär ist und die Forschungsarbeiten weiter vorangetrieben werden müssen, so steht aber die Notwendigkeit zum Handeln außer Frage.

1 Grundlagen der umweltpolitischen Entscheidungsfindung

1.1 Zur Diskussion über umweltpolitische Zielsetzungen und Verfahren

1.1.1 Umweltpolitische Ziele: Alibi oder Mittel einer rationalen Umweltpolitik

1. Umweltqualitätsziele stehen derzeit im Mittelpunkt der nationalen und internationalen umweltpolitischen Diskussion. Allerdings sind sie nicht erst das Ergebnis der Umweltpolitik der neunziger Jahre. Umweltpolitische Maßnahmen haben sich an Zielvorstellungen orientiert, seit es eine „explizite" Umweltpolitik gibt. Bereits im ersten Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 wurden Zielvorstellungen zur Erhaltung und Verbesserung der Umweltqualität formuliert und eine Umweltplanung auf lange Sicht angestrebt. Auch in der Folge hat es in Deutschland immer wieder vereinzelt Anstöße für die Entwicklung und Festlegung von umweltpolitischen Zielen gegeben.

2. Trotzdem sieht sich die deutsche Umweltpolitik seit längerem mit dem Vorwurf konfrontiert, daß es ihr an Zielfestlegungen mangele, insbesondere an quantifizierten Zielen. Wohl habe sie das technisch Machbare zu erreichen versucht, der Wechsel von einer überwiegend emissions- und technikbezogenen Umweltpolitik hin zu einer stärker qualitätsorientierten Umweltpolitik sei aber nicht vollzogen worden. Diese Diskussion hat durch die Herausbildung des Leitbildes einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung und durch die sich zahlreich daran anknüpfenden internationalen und nationalen Aktivitäten noch einmal eine neue Dynamik erhalten. In diesem Sinne wirkt auch die allgemeine Aufforderung der Vereinten Nationen in der Agenda 21 an ihre Mitgliedstaaten, Aktionspläne und -programme aufzustellen, sowie Zielfestlegungen darüber zu treffen, wie eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung in der Zukunft verwirklicht werden kann. Dieser Aufforderung sind zahlreiche Industrie-, Schwellen- und Entwicklungsländer nachgekommen.

3. Eine Debatte über Zustand und Möglichkeiten der Umweltpolitik wird auch in Deutschland verstärkt geführt – zumal in einer Zeit, in der Umweltpolitik in die Defensive geraten ist und sich unverhohlen im Verteilungskampf um immaterielle und materielle Ressourcen mit anderen Politikfeldern befindet. Darüber hinaus haben auch noch andere Gründe zu einer stärkeren Auseinandersetzung mit umweltpolitischen Zielen geführt: So besteht der Wunsch nach einem umfassenderen, voraussehenden Vorgehen in der Umweltpolitik. Dies setzt politische Handlungsfähigkeit trotz zunehmender Komplexität der Problemstellungen voraus. Die Zielfestlegungen haben auch Bedeutung als Orientierung für wirtschaftliche Entscheidungen, insbesondere für Innovationsprozesse. Schließlich eröffnen sich mit den Zielbildungsprozessen Chancen gesellschaftlicher und politischer Gestaltung als Mittel gegen Politikverdrossenheit und Möglichkeiten, stärkerere Akzeptanz umweltpolitischer Entscheidungen zu schaffen.

Insbesondere mit Blick auf die europäische Diskussion hat sich zudem die Erkenntnis durchgesetzt, daß auf Dauer eine akzeptable Umweltqualität nicht allein durch die in Deutschland seit langem erfolgreich betriebene Politik der Emissionsminderung erreicht werden kann. Gerade unter Vorsorgegesichtspunkten erscheint es dem Umweltrat notwendig, das Konzept der einheitlichen Emissionsbegrenzung, das auf den Stand der Technik ausgerichtet ist, durch die Entwicklung und Festlegung von vorsorgeorientierten Umweltqualitätszielen zu ergänzen.

4. Die Bundesumweltministerin hat darauf reagiert und im Juli 1996 zu einem einjährigen Diskussionsprozeß diverse gesellschaftliche Akteure eingeladen, um in Arbeitsgruppen über Zielfestlegungen zu diskutieren und ein Positionspapier zu erarbeiten. Der Umweltrat ist vom Bundesumweltministerium gebeten worden, sich im Rahmen dieser Initiative zu engagieren, das heißt, an der Entwicklung von Umweltzielen mitzuwirken. Diese Form der direkten Teilhabe an der Umweltpolitik ist jedoch nicht die eigentliche Aufgabe des Umweltrates. Seine Aufgabe ist es vielmehr, umweltpolitische Entwicklungen zu analysieren, zu bewerten und Verbesserungsvorschläge zu machen. Für den Umweltrat steht daher zunächst nicht die Entwicklung eigener Umweltziele im Vordergrund; vielmehr behält er sich vor, Zielvorgaben zu bewerten. Zielvorgaben müssen in einem komplexen politischen Entscheidungsverfahren von den dafür eingesetzten und demokratisch legitimierten Institutionen gemacht werden. Der Umweltrat sieht es deshalb als seine vordringliche Aufgabe an, den Zielfestlegungsprozeß kritisch zu begleiten und insbesondere dem Verfahrensaspekt verstärkte Aufmerksamkeit zu widmen. Dazu entwickelt der Umweltrat im folgenden eigene Vorstellungen.

Zunächst soll jedoch grundsätzlich die Frage beantwortet werden, warum solchen Zielfestlegungsprozessen ein Potential für Problemlösungen zugebilligt wird, obwohl die zahllosen Planungsdebatten der siebziger Jahre eher dagegen sprechen.

1.1.2 Planungsdiskussion der neunziger Jahre: Paradigmenwechsel?

5. Die allgemeine Diskussion um staatliche Planung und Steuerung in den neunziger Jahren unterscheidet sich in wichtigen Punkten von der in den siebziger Jahren geführten Debatte, die rückblickend häufig unter dem Etikett „Planungseuphorie" behandelt wird.

Der erste wichtige Unterschied besteht darin, daß in der neueren Debatte über Möglichkeiten politischer Planung stärker als noch vor 25 Jahren die praktischen Erfahrungen mit staatlichen Steuerungsversuchen berücksichtigt werden. Die empirischen Ergebnisse der Implementationsforschung und der Policyforschung haben in der Zwischenzeit gezeigt, daß die Implementation staatlicher Programme an den Widerständen von Organisationen, die mit der Durchführung betraut sind, und Zielgruppen scheitern können. Darüber hinaus hat sich gezeigt, daß je nach Problem eine offene Formulierung der Programme erforderlich ist, die zu sehr großen Handlungsspielräumen in der Implementation führt. Weiterhin ist inzwischen deutlich geworden, daß staatliche Steuerung häufig in gemischten Koordinationsformen jenseits von Markt und Hierarchie stattfindet (HÉRITIER, 1993; MAYNTZ, 1980). Im Ergebnis bedeuten all diese Erkenntnisse, daß der Staat für die Erfüllung seiner gesellschaftlichen Aufgabe auf das Wissen und die Kooperationsbereitschaft von Bürgern und gesellschaftlichen Organisationen angewiesen ist.

Diese Ergebnisse der sozialwissenschaftlichen Forschung über Möglichkeiten und Grenzen staatlicher Steuerung haben selbstverständlich Auswirkungen auf die Vorstellungen darüber, wie der Staat seine Aufgaben in der Gesellschaft dennoch effektiv wahrnehmen kann. Staatliche Akteure sind dann weniger denn je die zentralen gesellschaftlichen Instanzen, die soziale Prozesse hierarchisch regeln; vielmehr geht es darum, durch Setzen von Rahmenbedingungen das Zusammenspiel der gesellschaftlichen Sektoren wie zum Beispiel Wirtschaft, Bildung und Ökologie in effektiver Weise zu steuern. In Anlehnung an MAYNTZ (1996, S. 155) kann man diese moderne Form staatlicher Steuerung als Mananagement von Interdependenzen bezeichnen. Der Staat ist dann eher der Moderator zwischen unterschiedlichen gesellschaftlichen Teilsystemen als die zentrale gesellschaftliche Kontrollinstanz. Mit der Übernahme einer solchen „bescheidenen" und gleichzeitig aktiven Rolle kann der Staat auf die genannten gesellschaftlichen Rahmenbedingungen reagieren, ohne angesichts drängender Probleme auf politische Handlungsmöglichkeiten zu verzichten. Beispiele für dieses veränderte Staatsverständnis sind zum einen neue Steuerungsformen wie etwa industrielle Selbstverpflichtungen, zum anderen aber auch die zunehmende Bedeutung informaler, partizipativer Planungsverfahren auf regionaler und lokaler Ebene.

6. Die zweite wichtige Änderung der gegenwärtigen Planungsdiskussion im Vergleich zu den siebziger Jahren besteht in der Zeitorientierung staatlich organisierter Planungs- und Entscheidungsprozesse. Wurde in der Debatte der siebziger Jahre Planung als „Vorwegnahme der Zukunft" aufgefaßt, geht man heute angesichts der ernüchternden Erfahrungen mit solchen antizipativen Planungskonzepten davon aus, daß effektive Planung auch bedeutet, aus Erfahrung zu lernen (MARCH und OLSEN, 1995, S. 198). Auch wenn die entsprechende organisationswissenschaftliche Literatur zeigt, daß Lernen aus Erfahrung in einer komplexen Welt mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden ist (SENGE, 1990), wird mit dieser Betonung von Lernfähigkeit eine Möglichkeit bezeichnet, auch angesichts einer nur begrenzt vorhersehbaren Zukunft komplexe Problemlagen effektiv und kontrolliert anzugehen. Dieses Planungskonzept erfordert dann a) die Setzung von Zielen, b) die Fähigkeit, politische Verantwortung für Entscheidungen unter Unsicherheit zu übernehmen, c) die Einrichtung eines effektiven Monitoring mit gutem Informationsfluß und d) die Fähigkeit, auf neue Entwicklungen durch Anpassung der Maßnahmen oder der Ziele zu reagieren. In einem solchen Planungskonzept wird die nach wie vor nötige Formulierung langfristiger Zielvorgaben ergänzt durch die Bereitstellung struktureller Lern- und Korrekturmöglichkeiten.

1.1.3 Zielformulierung durch Verfahren?

7. Diese beiden wichtigsten Aspekte moderner Planung – der Staat ist auf das Wissen und die Kooperationsbereitschaft gesellschaftlicher Akteure angewiesen, und Antizipation und Erfahrungslernen müssen verbunden werden – legen nach Ansicht des Umweltrates vor allem eine Stärkung des partizipativen Elements in der umweltpolitischen Planung nahe. Bei der Konzeption und Umsetzung umweltpolitischer Planung ist der Staat auf das Wissen und die Kooperationsbereitschaft verschiedener gesellschaftlicher Akteure angewiesen. Die Einbindung der relevanten gesellschaftlichen Teilbereiche erhöht die Legitimation der Planung und erleichtert somit die Übernahme politischer Verantwortung. Um ein effektives Monitoring und die Reaktionsfähigkeit auf neue Entwicklungen sicherzustellen, ist schließlich eine ständige Fortschreibung partizipativer Planung von großer Bedeutung: Wenn die unabdingbare Anpassung von Zielen und Maßnahmen im Gegensatz zur ursprünglichen Zielformulierung unter Ausschluß gesellschaftlicher Akteure erfolgt, werden die Rationalisierungs- und Legitimierungseffekte partizipativer Planung wieder verschenkt.

Diese auf Fortschreibung ausgerichtete partizipative Planung ist nach Ansicht des Umweltrates eine Möglichkeit, auch angesichts eigendynamischer gesellschaftlicher Prozesse und komplexer Problemlagen staatliche Handlungsfähigkeit zu erhalten und weiter auszubauen. Um die Systematik und Legitimität solcher Planungsprozesse sicherzustellen, ist jedoch ihre verfahrensmäßige Organisation von entscheidender Bedeutung. All dies spricht nach Auffassung des Umweltrates dafür, umweltpolitische Ziele in transparenten Verfahren unter Einbeziehung relevanter wissenschaftlicher, staatlicher und gesellschaftlicher Akteure zu formulieren. Dem Staat kommt dabei die Funktion zu, die Initiative zu ergreifen.

8. Der Umweltrat verkennt allerdings nicht, daß die Initiierung von Prozessen umweltpolitischer Zielformulierung mit politischen Chancen, aber auch nicht unerheblichen Risiken verbunden ist. Einerseits erfordert eine systematische und vorsorgeorientierte Umweltpolitik die Formulierung umweltpolitischer Ziele, andererseits bergen aufwendige Verfahren zur

Formulierung nationaler Umweltziele und -pläne im Falle ihres Scheiterns hohe politische Risiken in sich. Während die Einbeziehung unterschiedlichster Interessen die Möglichkeit bietet, die konsensuale Basis und Legitimation für die Zieldiskussion zu schaffen, besteht aber auch die Möglichkeit, daß die unterschiedlichen Interessenkonflikte in dem Entscheidungsprozeß zu einer Blockade des Prozesses führen. Beides kann dazu führen, daß umweltpolitische Zielformulierungsprozesse auf Jahre hinaus in der politischen Diskussion diskreditiert sind.

Von großer Bedeutung ist daher die Frage, in welchem Maßstab und mit welchem Formalisierungsgrad solche Zielformulierungsprozesse durchgeführt werden sollen, um eine systematische Umweltplanung zu ermöglichen, ohne zu große politische Risiken einzugehen. Eine sinnvolle Organisationsform für Prozesse umweltpolitischer Zielformulierung muß daher größtmöglichen Nutzen – Systematisierung der Umweltpolitik – mit möglichst geringen Risiken des Scheiterns verbinden. Der Umweltrat schlägt daher vor, umweltpolitische Ziele auf einer „Meso-Ebene" unterhalb des Umweltpolitikplans zu formulieren. Damit ist gemeint, daß der Anspruch nicht sein sollte, einen bereits vollständig integrierten Umweltpolitikplan als geschlossenes Ganzes zu erstellen, sondern Schritt für Schritt Ziele zu definieren. In einem fortdauernden Prozeß sind danach themenbezogen möglichst umfassend die vorhandenen und absehbaren Belastungen aufzugreifen, und auch im Hinblick darauf müssen wiederum Ziele abgeleitet und politisch festgelegt werden. Dazu ist es notwendig, unter Einbindung der relevanten gesellschaftlichen Akteure umweltpolitische Ziele einerseits klar genug zu definieren, um künftige Maßnahmen einleiten zu können und sie andererseits hinreichend flexibel im Hinblick auf künftige Entwicklungen zu halten.

1.1.4 Begriffsklärungen und Verknüpfungen

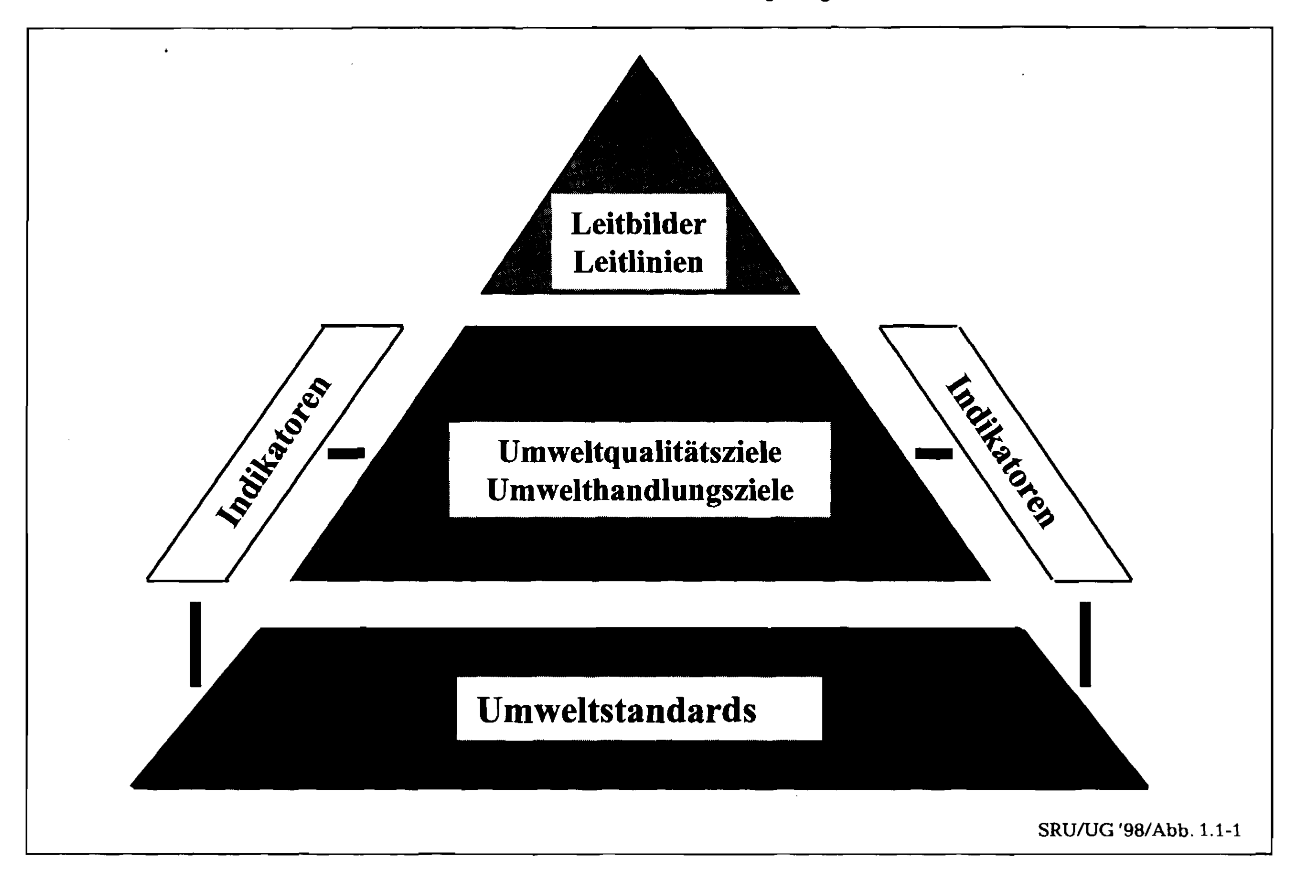
9. Die Diskussion über umweltpolitische Ziele wird durch die unterschiedlichen Auffassungen darüber erschwert, was unter dem Begriff zu verstehen und wie er zu differenzieren ist. Um dem Leser die Zusammenhänge zu verdeutlichen, werden deshalb im folgenden einige Begriffe erklärt, die in den einzelnen Teilgebieten benutzt werden. Einen Vorschlag für eine Differenzierung des Begriffs in unterschiedliche Zielkategorien bzw. Zielebenen – Leitbild, Leitlinien, Umweltqualitätsziele, Umweltstandards – hat der Umweltrat bereits 1994 vorgelegt (SRU, 1994). Ausgehend von übergeordneten, sehr allgemein gehaltenen Zielvorstellungen der Umweltpolitik (Leitbilder) lassen sich Leitlinien ableiten. Wie die von anderen Autoren synonym verwendeten Begriffe (Handlungsprinzipien, Management- bzw. Grundregeln) zeigen, versteht man darunter handlungs- und zugleich zielorientierte Grundprinzipien. Sie bilden die erste Operationalisierungsstufe des Leitbildes, indem sie die grobe Denk- und Handlungsrichtung vorgeben, der zur Erreichung des Leitbildes gefolgt werden muß. Die auf die Leitlinien folgende Konkretisierungsstufe wird durch Zieldefinitionen in einzelnen Umweltbereichen, den Umweltqualitätszielen, gebildet (Tz. 65). Sie geben – wenn möglich – einen bestimmten, sachlich, räumlich und zeitlich angestrebten Zustand der Umwelt auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene sowie die damit vereinbaren maximalen stofflichen und landschaftsstrukturellen Belastungen (z. B. Bodenverdichtung, Grundwasserabsenkung) an. Sie enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente und werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt. Auf der Basis der erwarteten Umweltbelastungen lassen sich schließlich die zur ihrer Erreichung notwendigen Schritte formulieren. Diese Umwelthandlungsziele sollen möglichst quantifiziert oder anderweitig überprüfbar sein und sind aufgrund ihrer Ausrichtung auf die verschiedenen Belastungsfaktoren aktivitätsorientiert (z. B. emissionsorientiert) (Tz. 65). Umweltstandards schließlich sind quantitative Festlegungen zur Begrenzung von anthropogenen Einwirkungen auf den Menschen und/oder die Umwelt. Sie werden aus Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen abgeleitet – sind also als Umweltqualitäts- und -verhaltensstandards möglich – und für unterschiedliche Schutzobjekte, Dimensionen, Schutzziele und nach alternativen Bewertungsansätzen mit unterschiedlicher Rechtsverbindlichkeit formuliert. Bei dem oben skizzierten Zielsystem handelt es sich um eine idealtypische Darstellung. Diese muß gegebenenfalls im Hinblick auf die individuelle Sachlage variiert werden.

10. Mittels der Erarbeitung von *Konzepten für Umweltqualitätsziele* soll die Verknüpfung von Leitlinien, Umweltqualitätszielen, Umwelthandlungszielen und Umweltstandards stärker berücksichtigt werden, denn diese fassen schutzgutbezogene und schutzgutübergreifende Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele für einen abgegrenzten Raum zusammen und systematisieren diese. Als offene, logisch aufeinander bezogene und hierarchisch aufgebaute *Zielsysteme* ordnen sie die einzelnen Ziele dabei nach ihrem Konkretisierungsgrad auf verschiedenen Zielebenen an. Darüber hinaus stellen sie den Bezug zu Instrumenten und Maßnahmen her, wobei die Maßnahmen als eigene Ebene in die Konzepte aufgenommen werden. Auf diese Weise lassen sich die bisher weitgehend getrennt verlaufenden Diskussionen über umweltpolitische Ziele einerseits und Maßnahmen andererseits zusammenführen. Die Verknüpfung der verschiedenen Zielebenen ist in vereinfachter Form in Abbildung 1.1-1 dargestellt.

11. *Umweltindikatoren* werden oft ungenügend berücksichtigt und sind in den bisherigen Definitionen von Umweltqualitätszielkonzepten nur bedingt zu finden. Sie dienen als Kenngrößen zur Abbildung und Kennzeichnung von komplexen Sachverhalten (Ist-Indikatoren). Durch den Vergleich von verdichteten Umweltbelastungs-, Zustands- und Reaktionsdaten mit Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen können Soll-Indikatoren gebildet werden. Letztere stellen eine wichtige Informationsbasis über das Ausmaß der Erreichung der Ziele dar. Erst auf der Grundlage einer solchen Referenzgröße kann abgeschätzt werden, welche Maßnahmen notwendig wären, um jegliche Beeinträchtigung zu vermeiden. Ohne diese Erkenntnisse kann der gesellschaftliche

Abbildung 1.1-1

Zielebenen und ihre Verknüpfungen



Bewertungsprozeß, ob diese Maßnahmen angemessen sind oder ob zum Beispiel ein gewisses Maß an gesundheitlicher Beeinträchtigung im Interesse der Erreichung gegenläufiger anderer Ziele angemessen ist, nicht fundiert erfolgen. Erst die an abgewogenen Zielen geeichten Indikatoren zeigen an, inwieweit eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung gesellschaftlich gewollt ist.

Zur Vorgehensweise

12. In Teilkapitel 1.2 werden anhand ausgewählter Fälle die gegenwärtigen Muster politischer Problemwahrnehmung und -verarbeitung analysiert und die Frage gestellt, wo Maßnahmen zur Systematisierung der Umweltpolitik ansetzen können und müssen. In den Ausführungen zu diesem Kapitel werden allerdings nur vereinzelt Beispiele zur Verdeutlichung der einzelnen Problemfelder herangezogen. In den einzelnen Unterkapiteln von Kapitel 3 wird ausführlicher die Problematik der Festlegung von medialen Umweltqualitätszielen erörtert. Im Teilkapitel 1.3 werden die nationalen und internationalen Aktivitäten zur Festlegung umweltpolitischer Ziele beschrieben und Kriterien entwickelt, die zur Beurteilung von Umweltqualitätszielkonzepten dienen können. Auch für ein nationales Umweltindikatorensystem läßt sich ein Leistungskatalog aufstellen. In Kapitel 1.4 werden bestehende Indikatorensysteme anhand eines Kriterienkataloges dargestellt, verglichen und Empfehlungen für ihre Weiterentwicklung abgeleitet.

Aufgrund dieser Analysen und der sich daraus ergebenden Defizite bei der Systematisierung der Umweltpolitik wird in Teilkapitel 1.5 ein Verfahrensschema zur Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen vorgeschlagen, das der Umweltrat zusammen mit der Analyse und Bewertung der Diskussion und der gegenwärtigen Prozesse der Zielfindung als seinen Beitrag zur Umweltzielediskussion in Deutschland verstanden wissen will.

1.2 Zur gegenwärtigen umweltpolitischen Entscheidungsfindung: Chancen und Restriktionen

1.2.1 Fragestellung

13. Die politische Aufmerksamkeit ist begrenzt. Es kann immer nur eine Auswahl der tatsächlich relevanten Sachverhalte bearbeitet werden. Gleichzeitig erzeugt die Entscheidung, sich einem Problem zuzuwenden, eine politische Eigendynamik, die die Behandlung anderer Probleme häufig ausschließt. Wenn die politische Agenda durch ein Thema besetzt ist, wird eine institutionelle Dynamik ausgelöst, die die politische Aufmerksamkeit bindet und mögliche andere zu behandelnde Probleme nicht in den Blick kommen läßt.

Vor dem Hintergrund dieses Phänomens sind die Forderungen nach einer stärker vorsorgeorientierten und systematischen Umweltpolitik besonders ernst zu nehmen: Eine von Ereignissen oder Zufällen getriebene und deshalb notwendig selektiv arbeitende Umweltpolitik ist nicht geeignet, eine umfassende und vorausschauende Problemlösung zu betreiben. Gegen das Bedürfnis einer an systematisch abgeleiteten Zielen und Indikatoren orientierten Umweltpolitik steht jedoch die politische Realität, die für den außenstehenden Beobachter häufig als irrational und zu kurzfristig orientiert erscheint.

Um zu Handlungsempfehlungen für eine Umweltpolitik zu kommen, die stärker an den Problemen orientiert und auch langfristig tragfähig ist, soll in diesem Teilkapitel zunächst anhand ausgewählter Fälle die gegenwärtige umweltpolitische Entscheidungsfindung analysiert werden. Dabei geht es insbesondere um typische Muster politischer Problemwahrnehmung und -verarbeitung. Zudem stellt sich die Frage, wo Maßnahmen zur Systematisierung der Umweltpolitik ansetzen können und müssen. Zur Beantwortung dieser Fragen werden die Problembereiche Klimaschutz, Luftreinhaltung (stationäre Quellen), Kfz-Emissionen, Schutz von Oberflächengewässern, Meeresschutz und Verpackungsabfall analysiert, zu denen ausreichendes empirisches Material vorhanden ist.

Die Darstellung des Materials erfolgt in Anlehnung an das in der Policy-Forschung entwickelte Konzept des Policy-Zyklus, das für den Prozeß der politischen Entscheidungsfindung analytisch die – sich häufig überlagernden und ineinander übergehenden – Phasen der Problemdefinition, Agendagestaltung, Politikformulierung und Politikimplementation politischer Maßnahmen unterscheidet (RIPLEY, 1985). Die Merkmale eines Problems (Problemstruktur) sind ein wichtiger Aspekt, wenn es zu erklären gilt, wie diese Phasen ablaufen.

Wenn hier das Augenmerk besonders auf die politische Dynamik von Umweltpolitik gerichtet ist, darf dabei nicht vergessen werden, daß ein wichtiger Strang umweltpolitischer Aktivitäten, etwa im Gewässerschutz oder bei der Luftreinhaltung, schon seit vielen Jahrzehnten durch die Verwaltung stetig vorangetrieben wird. Zum einen fungiert die Verwaltung in diesen Problembereichen häufig als Initiator für eine kontinuierliche Problembearbeitung und politische Thematisierung. Zum anderen können neue politische Optionen durch etablierte administrative Problemlösungsstrategien verändert werden.

1.2.2 Strukturmerkmale und Prozeßmuster der umweltpolitischen Entscheidungsfindung

Problemstrukturen

14. Umweltpolitische Themen zeichnen sich häufig durch bestimmte sachliche Eigenschaften aus, die ein Aufgreifen des Themas durch die politischen Entscheider erleichtern und auch die Art der politischen Behandlung des jeweiligen Themas mitbestimmen. Wichtige Faktoren, die die politische Problemdefinition erleichtern, sind die Sichtbarkeit eines Problems und die prinzipielle Möglichkeit einer technischen Problemlösung. Erschwert wird das politische Aufgreifen eines Themas vor allem durch eine internationale Problemverflechtung, wie sie für viele Umweltprobleme typisch ist.

Viele Umweltprobleme zeichnen sich durch eine internationale Problemverflechtung aus. Die Probleme können also nicht national isoliert angegangen werden, sondern bedürfen internationaler Kooperation. Dies beruht entweder auf grenzüberschreitenden Umweltbelastungen, oder aber die Notwendigkeit zu internationaler Zusammenarbeit – auf europäischer Ebene – folgt aus der Binnenmarktrelevanz der entsprechenden Themen, die dazu führt, daß einseitige nationale Regulierungen Hindernisse bei der Herstellung eines gemeinsamen europäischen Binnenmarkts sind. Die Konsequenz ist in jedem Fall dieselbe: Nationale Alleingänge sind langfristig nicht sinnvoll.

15. Die Sichtbarkeit von Umweltproblemen ist ein wichtiger Faktor im Prozeß der politischen Problembehandlung. Wenn ein Problem für große Teile der Bevölkerung unmittelbar wahrnehmbar ist, ist die Wahrscheinlichkeit groß, daß politischer Handlungsdruck zur Lösung dieses Problems entsteht. Hierbei spielen insbesondere die Massenmedien eine wichtige Rolle. Dieses Phänomen steht insofern einer systematischen Umweltpolitik entgegen, als nicht alle Umweltprobleme unmittelbar sinnlich erfahrbar sind. Häufig werden sie erst nach einer langen Phase inkrementaler Verschlechterung wirklich sichtbar, zu einem Zeitpunkt, an dem häufig nur noch Gefahrenabwehr, aber keine vorsorgeorientierte Umweltpolitik mehr möglich ist.

16. Weiterhin ist die Zugänglichkeit der Politik für eine technische Problemlösung ein wichtiger Faktor. Die Überzeugung, daß einem einmal erkannten Problem auf technische Weise beizukommen ist, erhöht die politische Aufmerksamkeit für ein Umweltthema. Dieses politische Aufmerksamkeitskriterium lenkt den Entscheidungsprozeß von vornherein in Richtung auf additive technische Lösungen und läßt stärker vorsorgeorientierte Maßnahmen in den Hintergrund treten.

17. Das Thema des anthropogenen *Treibhauseffekts* ist ein typisches international verflochtenes Umweltproblem mit einer ausgeprägten Kollektivgutproblematik. Zudem ist es durch sehr komplexe Zusammenhänge gekennzeichnet. Es handelt sich zunächst um ein sehr abstraktes, für den einzelnen kaum greifbares Problem. Sichtbarkeit ist hier also zunächst nicht gegeben. Auch die Möglichkeit einer schnellen technischen Problemlösung besteht nicht: Die zur Verringerung des Treibhauseffekts notwendigen Reduktionen der Emissionen von Treibhausgasen können nicht durch additive technische Lösungen erzielt werden, sondern nur durch tiefergehende Maßnahmen für eine effizientere Energienutzung.

18. Das Problem der *Luftverunreinigung durch stationäre Quellen* zeichnet sich neben der Überlagerung mit Erfordernissen der Herstellung eines euro-

päischen Binnenmarkts vor allem durch die internationale Problemverflechtung aus. Soweit Luft durch Emissionen aus stationären Quellen sehr weiträumig und damit auch über Staatsgrenzen hinweg verunreinigt wird, sind nationale Alleingänge in Europa wegen der Wettbewerbsrelevanz des Themas und wegen der Problemverflechtungen politisch schwierig und nicht in vollem Umfang erfolgversprechend: Wenn die anderen nicht „mitziehen", ändert sich nichts Grundlegendes an der Qualität der Luft. Das Problem der Waldschäden, für das unter anderem Emissionen aus stationären Quellen verantwortlich sind, zeichnet sich durch eine gute Darstellbarkeit in den Massenmedien aus. Kulturell hochbewertete Güter, wie der Wald in Deutschland, eignen sich in besonderem Maße, die Bevölkerung zu mobilisieren und politischen Druck zu erzeugen. Außerdem können bei diesem Problem prinzipiell durch additive technische Maßnahmen gewisse Erfolge erzielt werden, was der Neigung der Umweltpolitik entgegenkommt, technische Lösungen zu bevorzugen.

19. Bei den *Kfz-Emissionen* ist die internationale Problemverflechtung nur durch die Binnenmarktrelevanz des Themas gegeben. Auf der Sachebene können nationale Alleingänge die Problematik bis zu einem gewissen Grad durchaus eindämmen. Weiterhin ist von großer Bedeutung, daß Kfz-Emissionen als alltägliche Belastung jedem bekannt und damit sinnlich erfahrbar sind. Außerdem ist das Problem ganz offensichtlich einer technischen Lösung zugänglich und erfüllt damit eine wichtige Voraussetzung, um von der öffentlichen Meinung und anschließend von der Politik aufgegriffen zu werden.

20. Für das Problem des deutschen *Schutzes von Oberflächengewässern* ist eine internationale Problemverflechtung nur zum Teil gegeben, etwa bei großen Flüssen wie Rhein, Donau oder Elbe. Zudem zeichnet sich die Gewässerthematik vor allem durch das Phänomen aus, daß greifbare Probleme größtenteils erst nach einer langen Phase kaum sichtbarer, inkrementaler Verschlechterung der Wasserqualität auftreten. Dennoch sind auch bei diesen Problemen durch den Einsatz von Technik gewisse vorzeigbare Fortschritte zu erzielen.

21. Der *Meeresschutz* ist, ebenso wie die Luftreinhaltepolitik und der Schutz der Erdatmosphäre, ein Problemfeld, das einer Behandlung durch einzelne Staaten nicht zugänglich ist. Die Verunreinigungen sind sehr weiträumig und können daher nur durch gemeinsame internationale Maßnahmen reduziert werden. Dies führt zu vielfältigen Schwierigkeiten, die einer systematischen Bearbeitung des Meeresschutzes durch die Politik entgegenstehen. Bei der Meeresverunreinigung muß man zunächst den Unterschied zwischen Verschmutzung von der See und Verunreinigung vom Land aus berücksichtigen. Die Meeresverunreinigung durch Schiffe ist besser sichtbar und daher offenkundiger; zudem ist der Schiffahrtsbereich aus technischen und finanziellen Gründen leichter zu regulieren. Zusammen mit der zeitweise recht hohen öffentlichen Aufmerksamkeit für die Probleme der Meeresverunreinigung durch die Schiffahrt führen diese Faktoren wahrscheinlich dazu, daß dieser Bereich vergleichsweise hoch reguliert ist. Die Behandlung der vom Land ausgehenden Verunreinigung zeichnet sich demgegenüber durch Eigenheiten aus, die eine politische Behandlung des Problems erschweren: Die Emissionsquellen sind für die einzelnen Regionalmeere sehr unterschiedlich, es gibt unterschiedliche Handlungsspielräume, die Staaten haben sehr verschiedene umweltpolitische Interessen, die maritimen Ökosysteme weisen regional spezifische Eigenschaften auf. Außerdem ist die vom Land ausgehende Meeresverunreinigung in erster Linie eine Folge regionaler Luft- und Gewässerverunreinigungen. Die entsprechende Belastung der einzelnen regionalen Meere, etwa Nord- und Ostsee, ist unterschiedlich hoch. Aufgrund dieser Eigenschaften kann dieser Problembereich nicht auf globaler Ebene einheitlich und effektiv geregelt werden, sondern bedarf zusätzlich eines stärker regional ausgerichteten Ansatzes. Eine weitere grundsätzliche Schwierigkeit bei der Behandlung des Problems der vom Land ausgehenden Meeresverunreinigung sind die diffusen Emissionsquellen, die eine Anwendung der herkömmlichen Emissionsminderungs-Philosophie hier nicht sehr erfolgversprechend erscheinen lassen.

22. Für den *Verpackungsabfall* kann von einer international verflochtenen Problematik nur bedingt gesprochen werden. Ein wichtiger Aspekt der Verpackungsabfallproblematik als Teilbereich der Abfallwirtschaft ist die individuelle Betroffenheit. Von Problemen der Abfallentsorgung ist jeder Bürger alltäglich betroffen. Jeder muß Abfallgebühren entrichten, jeder kann hier täglich – vor allem durch das Einkaufsverhalten – einen Beitrag zum Umweltschutz leisten, jeder bemerkt gleichzeitig täglich den Gegensatz zwischen Bequemlichkeit und Umweltbewußtsein. Damit hängt jedoch auch eine andere wichtige Eigenschaft dieses Problembereichs zusammen. Jedes Entsorgungssystem ist auf die Mitarbeit der Bevölkerung angewiesen. Gerade die modernen Entsorgungsstrukturen mit ihren vielfältigen Verwertungs- und Entsorgungsanlagen können ohne ein Mindestmaß an Mitarbeit durch jeden einzelnen Bürger nicht funktionieren. Da aber gleichzeitig die Funktionsweise dieser Entsorgungsnetze für den Bürger wenig durchsichtig ist, besteht ständig die Gefahr eines Akzeptanzverlustes. Dies kann zum Beispiel geschehen durch Bekanntwerden illegaler Abfallexporte im Rahmen des Dualen Systems oder etwa durch Steigen der kommunalen Abfallgebühren bei verringertem Restabfallaufkommen. Das Vertrauen der Bevölkerung in die Entsorgungssysteme kann durch solche Faktoren erschüttert und damit das Funktionieren der Entsorgung langfristig in Frage gestellt werden.

Politische Problemdefinition

23. Im folgenden wird diskutiert, wie Umweltprobleme zu einem politischen Handlungsproblem werden und welche Faktoren die politischen Entscheider veranlassen, sich eines Problems anzunehmen und als eine politisch zu lösende Aufgabe anzusehen. Die wichtigsten Aspekte, die im folgenden ausführlicher beleuchtet werden, sind hierbei zunächst katastrophale Ereignisse und Krisen. Meinungen prominen-

ter Wissenschaftler, denen es gelingt, sich öffentlich Gehör zu verschaffen, können ebenfalls ein wichtige Rolle spielen. Ein weiterer sehr wichtiger Faktor, der gleichwohl nicht alle Prozesse politischer Problemdefinition erklären kann, ist die in den Massenmedien veröffentlichte Meinung. Die kritische Diskussion eines Umweltproblems in der öffentlichen Meinung erhöht den politischen Druck, sich eines Themas anzunehmen. Zudem können Umweltprobleme als politisch wichtig angesehen werden, wenn relevante politische Akteure sich des Themas bei ihrem Amtsantritt annehmen oder wenn ein allgemeiner Bedeutungszuwachs der Umweltpolitik den Handlungsdruck erhöht, wie dies zum Beispiel in Deutschland Anfang der siebziger und achtziger Jahre der Fall war. Auch haben internationale Aktivitäten, wie etwa die Konferenz über Umwelt und Entwicklung in Rio de Janeiro 1992, in diesem Zusammenhang immer wieder Bedeutung erlangt. Vor allem das Bestreben, in solche Verhandlungen mit einer klaren inhaltlichen Position gehen zu können, erhöht den Druck auf nationale politische Akteure, auf das entsprechende Problem einzugehen. Innerhalb solcher allgemeinen Politisierungsschübe können einzelne Umweltthemen dann konjunkturartige Bedeutungszuwächse erfahren.

24. Die politische Beschäftigung mit dem Thema *Treibhauseffekt* wurde im Gegensatz zu vielen anderen Umweltthemen nicht durch ein katastrophales Ereignis ausgelöst oder verstärkt. Klimapolitik ist eine Reaktion auf wissenschaftliche Szenarien, die eine Katastrophe für die Zukunft antizipieren. Die Position der Wissenschaft ist dabei durch vergleichsweise hohen Dissens gekennzeichnet. Daß die Politik das Thema dennoch aufgegriffen hat, wurde vor allem sichergestellt durch aufwendige institutionelle Vorkehrungen, die der Politik wissenschaftliche Expertisen zur Verfügung stellen sollen. In Deutschland wurde dies hauptsächlich durch die zwei Enquete-Kommissionen zur Klimaproblematik geleistet, die Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" (1987 bis 1990) und die Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" (1991 bis 1994). Vor allem die erste Enquete „Vorsorge zum Schutz der Erdatmospäre" wird allgemein als umweltpolitischer Erfolg angesehen, weil es durch ihre konsensual verabschiedete Empfehlung, die CO_2-Emissionen deutlich zu reduzieren, gelang, die Klimaproblematik als politisch dringliches Problem zu definieren (KRÜCKEN, 1996, S. 129 ff.).

Auf internationaler Ebene ist in diesem Zusammenhang vor allem das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) zu nennen. Durch sein besonders formalisiertes, auf wissenschaftlichen Konsens abstellendes Verfahren der Berichterstellung gelang es diesem Gremium bisher, zweifellos noch vorhandene wissenschaftliche Unsicherheiten bezüglich des anthropogenen Treibhauseffektes dergestalt zu verhandeln, daß ein wesentlicher Beitrag zur Definition des politischen Problems Treibhauseffekt geleistet wurde (KRÜCKEN, 1996, S. 133 ff.).

Von ebenfalls nicht zu unterschätzender Bedeutung im Prozeß der Formulierung des politischen Problems „Klimawandel" ist die Rolle der Berichterstattung in den Massenmedien. Die öffentlichkeitswirksame Darstellung des verwandten Klimaproblems „Ozonloch" sowie die massenmediale Diskussion von Wetteranomalien als ersten Anzeichen eines bereits einsetzenden Treibhauseffekts sorgten für einen wichtigen Faktor in der Problemdefinition: Das sehr abstrakte und wissenschaftlich komplexe Thema Treibhauseffekt wurde auf spektakuläre Weise sichtbar. Die unmittelbare Wahrnehmbarkeit eines Problems erhöht seine politische Relevanz enorm.

25. Die umweltpolitische Problemdefinition in der *Luftreinhaltepolitik für stationäre Quellen* wurde ebenfalls entscheidend geprägt durch die oben skizzierte Debatte um die Waldschäden sowie durch den allgemeinen umweltpolitischen Handlungsdruck, der durch die Wahlerfolge der Grünen erzeugt wurde. Relativ frühzeitig wurden Emissionen aus stationären Quellen für die Waldschäden verantwortlich gemacht. Die oben bereits erwähnte Konfliktträchtigkeit eines so definierten Problems ist offensichtlich: Durch die klare Verantwortlichkeit der Industrie für diese Emissionen konnte ein Verursacher identifiziert werden, und es wurden eindeutige politische Konflikte ausgelöst.

Die luftreinhaltepolitischen Maßnahmen der sechziger und siebziger Jahre in Deutschland (TA Luft 1964, TA Luft 1974) sorgten schon vor der stärkeren Politisierung des Themas in den achtziger Jahren für einen gewissen Basisschutz. Diese weitgehend bürokratischen Schutzmaßnahmen hatten für die späteren politischen Entscheidungen u.a. die Konsequenz, daß sich auf Verwaltungsebene eine Sicht auf Probleme und Wege zu ihrer Lösung ergab, die teilweise in Konflikt zu den angestrebten umweltpolitischen Maßnahmen, vor allem auf europäischer Ebene, standen.

26. Die *Regulierung von Kfz-Emissionen* wurde in Deutschland in zwei Schüben als politisches Problem definiert: Der Amtsantritt der sozialliberalen Koalition 1969 brachte allgemein einen politischen Bedeutungszuwachs von Umweltthemen mit sich; die öffentliche Diskussion um die Waldschäden zu Beginn der achtziger Jahre erhöhte im Zusammenhang einer allgemeinen umweltpolitischen Sensibilisierung den politischen Handlungsdruck.

Der erste Politisierungsschub manifestierte sich im ersten Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971. Die sozialliberale Koalition machte sich mit diesem Programm die aufkommende Umweltthematik zu eigen. Dabei reagierte sie weniger auf öffentlichen politischen Druck, sondern sie war hauptsächlich durch entsprechende Entwicklungen in den USA beeinflußt. Zudem war das Umweltthema damals parteipolitisch relativ neutral, was für die neue Koalition besondere Bedeutung hatte, und es bot vor allem der FDP als neues Thema vielversprechende Profilierungschancen (RÜDIG und KRAEMER, 1994, S. 64 f.). In diesem Programm wurde unter anderem das Ziel formuliert, die Kfz-Emissionen bis 1980 um 90 % zu reduzieren. Diese Zielformulierung löste umfangreiche private und öffentliche Forschungs- und Entwicklungsanstrengungen aus, die dazu beitrugen, daß das Problem zum Zeitpunkt des zweiten Politisierungsschubs Anfang der achtziger Jahre deutlicher

eingegrenzt war und die in Frage kommenden Handlungsalternativen geklärt waren: Eine effektive Reduktion der Kfz-Emissionen sollte durch den Einsatz der Katalysatortechnik erreicht werden. Hierzu wiederum war es notwendig, flächendeckend bleifreies Benzin verfügbar zu machen (ARP, 1995, S. 82).

Die bereits erwähnte stärkere Politisierung des Problems der Kfz-Emissionen zu Beginn der achtziger Jahre hing mit mehreren Faktoren zusammen. Durch die Wahlerfolge der Grünen stieg der politische Druck auf die Bundesregierung, umweltpolitische Erfolge vorzuweisen (HOLZINGER, 1994, S. 160 ff.). Vor allem das Problem der Waldschäden, das durch seine Sichtbarkeit und seine starke kulturelle Bedeutung eine sehr intensive öffentliche Debatte auslöste, war kennzeichnend für die umweltpolitische Diskussion, in deren Rahmen auch das Problem der Kfz-Emissionen eine neue politische Qualität erhielt. Nachdem zunächst nur stationäre Emissionsquellen mit dem Phänomen der Waldschäden in Verbindung gebracht wurden, konnte schließlich auch der Zusammenhang mit den Kfz-Emissionen hergestellt werden. Eine wichtige Rolle spielte hierbei der 2. Immissionsschutzbericht der Bundesregierung.

Das Thema der Emissionsreduktion aus Kraftfahrzeugen wurde im Verlauf der politischen Problemdefinition in eine eindeutige Richtung gelenkt: Das Problem sollte auf technische Weise reguliert werden und nicht etwa durch Versuche, das individuelle Verkehrsverhalten zu steuern. An diesem Punkt werden zwei typische Muster politischer Problemlösung deutlich: Es gibt erstens eine eindeutige Präferenz für technische Problemlösungen (BOEHMER-CHRISTIANSEN und SKEA, 1991; DOWNS, 1972, S. 47 f.). Zweitens wird durch diese Problemdefinition die Autoindustrie der Regulierungsadressat. Dadurch wird eine klare Konfliktlinie mit eindeutig Verantwortlichen erzeugt, die überdies an traditionelle Konflikte in der Umweltpolitik anschließen kann. Die Fähigkeit, Konflikte mit klaren Verantwortlichkeiten auszulösen, ist eine wichtige Voraussetzung für die politische Karriere eines Themas (DOWNS, 1972, S. 47).

27. Die deutsche *Gewässerpolitik* hatte zunächst nur das Ziel der Trinkwasserversorgung. Durch die fortschreitende Industrialisierung im Deutschland des 19. Jahrhunderts wurden immer größere Mengen an Wasser benötigt. Das Erfordernis der Trinkwasserreinhaltung wurde spätestens durch die Hamburger Cholera-Epidemie von 1892 zu einem politischen Thema. Schon bis 1900 wurde dann überall in Deutschland die Trinkwasserqualität strikt kontrolliert. Als Folge erheblicher Gewässerbelastungen im Zuge des wirtschaftlichen Aufschwungs der fünfziger Jahre wurde im Jahre 1957 das Wasserhaushaltsgesetz erlassen, das aber ebenfalls an der Sicherung der Trinkwasserqualität orientiert blieb. Bis in die sechziger Jahre wurde so, ohne größere Politisierung, ein Basisschutz erreicht.

In den siebziger Jahren änderte sich das Umfeld der Gewässerpolitik und damit auch die politische Wahrnehmung der mit dem Wasser verbundenen Probleme, da die sozialliberale Koalition sich die aufkommende Umweltthematik zu eigen machte. Die Eingliederung des Schutzes von Oberflächengewässern in das neu entstehende Politikfeld Umweltpolitik führte zu einem deutlichen Politisierungsschub für die mit dem Thema befaßten Akteure. Dennoch war in dieser Phase der Druck durch öffentliche Proteste und durch die Umweltverbände eher gering. Allerdings spielt in diesem Bereich die Einflußnahme der organisierten Interessen der Wasserwirtschaft auf die Problemdefinition eine wichtige Rolle.

Die politische Aufmerksamkeit erhöhte sich in den achtziger Jahren. So führte die mangelhafte deutsche Umsetzung der EG-Richtlinie zur Trinkwasserqualität von 1980 durch die Trinkwasserverordnung von 1986 zu einer öffentlichen Debatte über das Thema, an der sich auch die Umweltverbände maßgeblich beteiligten. Weitere Gründe für die steigende Politisierung des Gewässerthemas in den achtziger Jahren sind in der zunehmenden Bedeutung der EG/EU-Umweltpolitik zu sehen, die einen immer stärkeren Einfluß auf den deutschen Gewässerschutz ausübte, sowie in dem Aufstieg der Grünen und gut informierter Umweltverbände, die alle politischen Ebenen unter Druck setzten. Die Erhöhung der politischen Aufmerksamkeit stellte die etablierte Sichtweise der Akteure im Gewässerschutz in Frage (RÜDIG und KRAEMER, 1994).

Die Entwicklung der umweltpolitischen Problemdefinition im Gewässerschutz unterscheidet sich in wesentlichen Merkmalen von anderen in diesem Teilkapitel untersuchten Politikfeldern. Innovationsschübe von verschiedenen politischen Ebenen spielten hier eine größere Rolle als katastrophale Ereignisse. Das Aufgreifen des allgemeinen Umweltthemas durch die Bundesregierung Anfang der siebziger Jahre sowie die zunehmende Bedeutung der europäischen Umweltpolitik setzten die politischen Akteure auf den Ebenen der Länder und Kommunen verstärkt unter Druck. Erst in der Folge wurde auch durch die informierte Öffentlichkeit Handlungsdruck erzeugt.

Insgesamt ist festzustellen, daß Wissenschaft und Massenmedien in diesem Problembereich für die politische Problemdefinition keine dominante Bedeutung hatten.

28. Für den *Meeresschutz* sind je nach Teilproblem unterschiedliche Prozesse politischer Problemdefinition zu erkennen. Für den Bereich der schiffahrtsinduzierten Meeresverunreinigung sind nahezu alle typischen Muster des politischen Aufgreifens eines Themas zu beobachten. Hier sind vor allem immer wieder auftretende katastrophale Ereignisse (vor allem Tankerunfälle) mit hoher Medienpräsenz, klare Verantwortliche und die Möglichkeit einer technischen Behandlung des Problems zu nennen. Die internationale Problemverflechtung führt dazu, daß die politische Definition des Problems auf internationaler Ebene erfolgen muß. In Großbritannien erzeugten bereits in den fünfziger Jahren Proteste von Küstenanwohnern und Tierschützern politischen Druck, bezüglich der betriebsbedingten Meeresverunreinigung durch Tanker Maßnahmen zu ergreifen (OBERTHÜR, 1997, S. 81). Die daraufhin von der britischen Regierung initiierten Konferenzen führten

zu internationalen Abkommen, auf die weiter unten noch einzugehen sein wird.

Im Bereich der vom Land ausgehenden Meeresverunreinigung ist der Prozeß der politischen Problemdefinition sehr viel später angelaufen. Deutlich sichtbare und als katastrophal wahrgenommene Probleme sind im Bereich der Nord- und Ostsee erst in den letzten Jahren aufgetreten. Vor allem das starke Algenwachstum, das Robbensterben und die „Schwarzen Flecken" im niedersächsischen Wattenmeer sind hier zu nennen. Es wurden Badeverbote ausgesprochen, d. h. der für diese Regionen wichtige Wirtschaftszweig des Tourismus war von diesen Umweltproblemen unmittelbar betroffen. Der dadurch erzeugte politische Handlungsdruck führte dazu, daß die vom Land ausgehende Belastung der Nord- und Ostsee in den Abkommen der letzten Jahre (OSPAR und Helsinki-Übereinkommen von 1992) durchgreifender geregelt wird (EHLERS, 1996; LAGONI, 1996).

29. Obwohl die *Abfallwirtschaft* zu den ältesten öffentlichen Aufgaben gehört, folgt die wachsende politische Aufmerksamkeit, die das abfallwirtschaftliche Teilproblem des Verpackungsabfalls in den letzten Jahren erfahren hat, ebenfalls dem typischen Muster der Reaktion auf Krisen. Zunehmend thematisiert wurden die Abfallentsorgung und nachfolgend besonders die Verpackungsabfälle, zum einen durch den stärker werdenden Gedanken der Ressourcenschonung und zum anderen durch immer knapper werdende Entsorgungskapazitäten.

Schon 1971 wurde im Umweltprogramm der Bundesregierung eine Wiedereingliederung der Abfälle in den Rohstoffkreislauf als vordringliches Ziel der Abfallbeseitigung formuliert. Die Folgen der Ölkrise von 1972 – Verteuerung von Energie und wachsendes politisches Bewußtsein hinsichtlich Rohstoffverschwendung – bewirkten, daß diese Forderung im Abfallwirtschaftsprogramm 1975 festgeschrieben wurde (KONRAD, 1994, S. 16). Dennoch wurde der Gedanke der Kreislaufwirtschaft erst fast zwanzig Jahre später im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verbindlich verankert.

Die zunehmende politische Thematisierung des Problems der Verpackungsabfälle ging von den entsorgungspflichtigen kommunalen Gebietskörperschaften aus. Während die gesetzlichen Rahmenbedingungen in der Abfallwirtschaft auf Bundesebene geschaffen werden, obliegt die Verantwortung für die Umsetzung den Kommunen. Der Druck auf die Bundesebene, etwas für die Vermeidung von Verpackungsabfällen zu tun, kam daher hauptsächlich von den Kommunen, die mit den Problemen immer knapper werdender Entsorgungskapazitäten zu kämpfen hatten, gleichzeitig aber keine weitreichenden Maßnahmen zur Vermeidung von Abfällen einleiten konnten (SCHMEKEN und SCHWADE, 1991, S. 25 f.). Angesichts der drohenden Entsorgungsengpässe lag es nahe, zur dringend notwendigen Abfallvermeidung an den Verpackungsabfällen anzusetzen, die den größten Anteil am Hausmüll ausmachten. Hierzu mußte jedoch der Bund gesetzgebend tätig werden.

Agendagestaltung

30. Das Vordringen politisch definierter Umweltprobleme auf die politische Agenda folgt unterschiedlichen Mustern. Allgemein kann man unterscheiden zwischen politisch-sozialen Faktoren, also etwa unterstützende oder blockierende Akteurskonstellationen, und sachlichen Faktoren, das heißt die Möglichkeit der Ankopplung des neuen Themas an bereits etablierte Entscheidungsfragen. So ist beispielsweise in der Europäischen Union die Binnenmarktrelevanz eines umweltpolitischen Themas eine wichtige Voraussetzung für sein Vordringen auf die politische Agenda. Ein institutioneller Faktor, der ein Vordringen eines Problems auf die Agenda erleichtern kann, besteht im Vorhandensein einer politischen Mehrebenenstruktur (Kommunen, Länder, Bund, Europäische Union), durch die von vielen Seiten Themen aufgegriffen und unterstützt werden können. Eine solche Mehrebenenstruktur ist relativ aufnahmebereit für in unterschiedlichen politischen Ebenen definierte Probleme. Außerdem kann durch internationale Verträge Druck auf nationale politische Agenden entstehen.

31. Die Agendagestaltung in der *Klimapolitik* kann sowohl durch politisch-soziale als auch durch sachliche Faktoren erklärt werden. Nachdem durch die verstärkten wissenschaftlichen Hinweise auf den Treibhauseffekt und durch die öffentliche Aufmerksamkeit politischer Handlungsdruck erzeugt worden war, ging es darum, die Klimaproblematik auf der internationalen politischen Agenda festzuschreiben. Das Bestreben, internationale Abkommen abzuschließen, übte dann auch einen entsprechenden Druck auf nationale Agenden aus: Gerade die deutschen und europäischen Zielformulierungen können als Versuch angesehen werden, mit gestärkten Positionen in die internationalen Verhandlungen gehen zu können.

Insbesondere auf globaler Ebene wird deutlich, daß die Treibhausproblematik vor allem deshalb politisch erfolgversprechend war, weil das Thema die Konfliktlinie zwischen Industrienationen und Entwicklungsländern reproduziert. Das Problem paßte also zu einem etablierten politischen Thema. In diesem Zusammenhang griffen viele internationale Organisationen, für die die Klimaproblematik eine neuartige Selbstdarstellungsmöglichkeit bot, das Problem auf. Zu nennen sind hier vor allem der meteorologische Berufsverband World Meteorological Organization (WMO) und das United Nations Environmental Programme (UNEP). Auf EU-Ebene nahm sich 1988 die EU-Kommission des Themas an. Sie versprach sich hiervon auch eine Ausdehnung von EU-Entscheidungsbereichen gegenüber nationalstaatlichen Zuständigkeiten (KRÜCKEN, 1996, S. 138).

32. Für die Agendagestaltung in der *Regulierung von Kfz-Emissionen* bestand der entscheidende Faktor in der Binnenmarktrelevanz des Themas im europäischen Kontext. Dies bedeutete einerseits, daß nur auf EG-Ebene eine Regulierung verabschiedet werden konnte, und andererseits, daß das Thema an das Binnenmarktprogramm und an die bereits seit längerem laufenden Bemühungen, innereuropäisch die

technischen Anforderungen an Kraftfahrzeuge zu verschärfen, angekoppelt wurde. Entsprechend fanden die Abgasregulierungen der EG auf der Rechtsgrundlage des Artikels 100a EWG-Vertrag über die Herstellung eines Binnenmarktes statt.

Das Auftreten der Luftreinhaltepolitik auf der europäischen Agenda ist bis Anfang der achtziger Jahre vor allem durch umweltpolitische Erwägungen der Mitgliedstaaten zu erklären. Den entscheidenden Schub in Richtung auf eine Verschärfung der Standards erhielt das Thema jedoch in den achtziger Jahren durch die Verbindung mit dem Problem der Herstellung eines gemeinsamen europäischen Marktes. Nach dem Vorpreschen umweltpolitisch unter Druck stehender Mitgliedstaaten mußte eine einheitliche europäische Regelung getroffen werden: Das Umweltthema wurde mit der Binnenmarktproblematik verbunden und bedurfte so einer gemeinsamen europäischen Entscheidung.

33. Der *Schutz von Oberflächengewässern* als relativ altes politisches Betätigungsfeld mit Schwerpunkt auf der kommunalen Ebene zeichnet sich bei der Agendagestaltung durch einige Besonderheiten aus. Die bundeseinheitlichen umweltpolitischen Regelungen des Jahres 1976 formalisierten zum Teil nur Praktiken und Grenzwerte der Trinkwasserreinhaltung, die sich auf kommunaler Ebene längst eingespielt hatten (RÜDIG und KRAEMER, 1994, S. 61), gingen aber – insbesondere hinsichtlich industrieller Direkteinleiter – auch darüber hinaus. Mit dem Abwasserabgabengesetz wurde zudem erstmalig ein ökonomisches Instrument in die deutsche Umweltpolitik eingeführt. Die Agendagestaltung bei der Eingliederung des Gewässerschutzes in die Umweltpolitik in den siebziger Jahren konnte also weitgehend auf umfangreiche Erfahrungen der kommunalen und regionalen Akteure zurückgreifen, hat aber auch neue Ansätze entwickelt.

34. Die Regelung des *Meeresschutzes* findet hauptsächlich in internationalen Abkommen statt. Solche Abkommen kommen häufig als Folge von Schiffsunfällen und ähnlich medienwirksamen Ereignissen zustande. Die Abkommen haben entweder den Anspruch, das gesamte internationale Seerecht verbindlich zu regeln, wie die UN-Seerechtskonvention (UNCLOS), die 1982 vereinbart wurde und 1994 in Kraft trat, oder es handelt sich um Übereinkommen, die hauptsächlich auf den Meeresschutz gerichtet sind, wie das MARPOL-Abkommen zur Regelung schiffahrtsinduzierter Verunreinigungen von 1973 oder die Vereinbarungen für Nord- und Ostsee von 1992. Entsprechend unterschiedlich läßt sich hier die Gestaltung der umweltpolitischen Agenda nachzeichnen. Abkommen, die das gesamte Seerecht regeln wollen, müssen zwangsläufig auch Umweltschutzaspekte enthalten. Beim MARPOL-Abkommen zur Regelung der Meeresverunreinigung von der See aus ist die Agendagestaltung vermutlich eher aus der Eigendynamik internationaler Regime zu erklären. Das auf britische Initiative verabschiedete OILPOL-Abkommen von 1954 löste eine Reihe von Nachfolgekonferenzen aus, die schließlich zur Verabschiedung des MARPOL-Abkommens von 1973 führten (OBERTHÜR, 1997, S. 81 ff.).

Die für die Nord- und Ostsee angestrebten durchgreifenden Regulierungen der vom Land ausgehenden Meeresverunreinigung können ebenfalls auf Agendagestaltung innerhalb einmal initiierter internationaler Regime zurückgeführt werden. Internationale Regime sind einer dynamischen Entwicklung unterworfen, in deren Verlauf Probleme, die zunächst nicht oder nicht ausreichend geregelt werden, einer genaueren Behandlung unterzogen werden (OBERTHÜR und GEHRING, 1997, S. 233). Diese Agendagestaltung durch die Eigendynamik internationaler Regime kann auch einem unter geringem öffentlichem Interesse leidenden Problembereich wie der vom Land ausgehenden Meeresverunreinigung zu einer politischen Karriere verhelfen.

35. Wie das von den Kommunen aufgegriffene Thema der Reduzierung des *Verpackungsabfalls* auf die bundespolitische Agenda gelangte, ist nicht genau zu rekonstruieren. Die Agendagestaltung auf Initiative der mit Entsorgungsproblemen belasteten Kommunen wurde unterstützt durch die Berichterstattung in den Massenmedien über Entsorgungsengpässe. Weiterhin war die Öffentlichkeit durch viele Proteste von gut informierten Bürgerinitiativen und Umweltverbänden für die Problematik sensibilisiert.

Politikformulierung

36. Bei der Formulierung politischer Maßnahmen zur Regelung von Umweltproblemen müssen häufig Kompromisse geschlossen werden, deren Verständnis sich vor allem durch die den Verhandlungen zugrunde liegenden Konfliktlinien erschließt. Im Anschluß an WILSON (1980, S. 367 ff.) lassen sich idealtypisch vier Konfliktlinien bei der Verabschiedung regulativer politischer Maßnahmen unterscheiden: Je nachdem, ob die Kosten und Nutzen einer Maßnahme eng oder verstreut anfallen, kann man beobachten, wie sich Interessengruppen oder andere politische Akteure, die Kosten oder Nutzen erwarten, im Entscheidungsprozeß organisieren. Für umweltpolitische Entscheidungsprozesse sind zwei Konstellationen im Entscheidungsprozeß besonders typisch: Wenn kleine Gruppen jeweils intensiv von Kosten betroffen sind oder Nutzen haben, besteht der Anreiz, sich für oder gegen die Maßnahme zu organisieren. Es kommt zur Konfrontation zweier, in etwa gleich starker Koalitionen von Interessengruppen. Wenn der Nutzen weit verteilt ist, so daß die Wahrscheinlichkeit, daß organisierte Interessen die Maßnahme befürworten, gering ist und gleichzeitig die Kosten auf eingrenzbare Interessengruppen konzentriert sind, ist die Chance auf Verabschiedung der Maßnahme relativ gering. In diesen Konstellationen mit gut organisierten Gegnern einer Maßnahme können sich im allgemeinen nur durch Krisen oder Katastrophen unter Druck geratene politische Akteure gegen die starke Lobby der Gegner durchsetzen.

37. Bei der *Klimapolitik* gibt es die oben beschriebene Konfliktlinie zwischen kleinen, aber intensiv betroffenen Gruppen. Bei der Verabschiedung der Klimarahmenkonvention 1992 in Rio de Janeiro kam es nach knapp einjährigen Verhandlungen nicht zum

Beschluß rechtlich bindender Vereinbarungen. Dies hing vor allem damit zusammen, daß einige einflußreiche Industrieländer mit dem Hinweis auf bestehende wissenschaftliche Unsicherheiten nicht bereit waren, sich auf weitreichende Maßnahmen festzulegen (BREITMEIER, 1996, S. 196 ff.). Da sich die „Bremserstaaten" in starkem Maße auf wissenschaftliche Unsicherheiten berufen, brachten neue Erkenntnisse der Klimaforschung jedoch Bewegung in die Fronten. Vor allem die USA gaben auf der zweiten Vertragsstaatenkonferenz ihre strikt ablehnende Haltung schrittweise auf (OBERTHÜR, 1996). Dennoch ist man von der Verabschiedung einer verbindlichen Regelung auch nach der dritten Vertragsstaatenkonferenz in Kyoto noch weit entfernt (vgl. Tz. 386 ff.).

38. Die Konfliktlinien in der europäischen *Luftreinhaltepolitik* sind vor allem durch die unterschiedlichen mitgliedstaatlichen Interessen zu erklären, die darauf gerichtet waren, die eigene nationale Regulierungsphilosophie auf europäischer Ebene durchzusetzen. Auch waren die für internationale Verhandlungen typischen, in etwa gleich starken Koalitionen zwischen Akteuren zu beobachten, die von der Maßnahme unterschiedliche Kosten-Nutzen-Verteilungen erwarteten. Die Mitgliedstaaten waren dabei bestrebt, die nationalen Industrien wettbewerbsfähig zu halten und die institutionellen Anpassungskosten an europäische Regulierungen so gering wie möglich zu halten. In der europäischen Luftreinhaltepolitk sind seit ihren Anfängen zu Beginn der achtziger Jahre zwei Strategiewechsel zu beobachten. Diese Änderungen der Vorgehensweise erfolgten in Entscheidungsprozessen, die hauptsächlich durch die skizzierte Konfliktlage zwischen den Mitgliedstaaten der Europäischen Union gekennzeichnet waren (HÉRITIER et al., 1996, S. 175 ff.; KNILL und HÉRITIER, 1996).

Bis zum zweiten Umweltaktionsprogramm (1977 bis 1981) wurde eine immissionsorientierte, das heißt an Umweltqualitätszielen ausgerichtete Strategie in der Luftreinhaltepolitik verfolgt. Das Umschwenken auf eine emissionsorientierte Sichtweise, die sich in der EG-Richtlinie über Industrieanlagen von 1984 (84/360/EWG) niederschlug, war vermutlich darauf zurückzuführen, daß diese von Deutschland unterstützte Umorientierung den Interessen der EU-Kommission an einer wirkungsvollen Implementation entgegenkam: Die Autorität der Kommission gegenüber den Mitgliedstaaten stieg bei einer emissionsorientierten Regulierung, da auf diese Weise die Ziele vorgeschrieben und mit einer vorgesehenen Kontrolltechnologie auch die Mittel zur Luftreinhaltung zumindest nahegelegt wurden (KNILL und HÉRITIER, 1996, S. 223). Das deutsche Interesse war, die emissionsorientierte Sichtweise auf europäischer Ebene zu etablieren, um die Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Industrie zu erhalten.

Die sich ändernde allgemeine Orientierung der EU-Kommission in Richtung auf Subsidiarität und Rahmensteuerung ermöglichte es Großbritannien, Anfang der neunziger Jahre erneut eine stärker immissionsorientierte Strategie mit verstärkten Informationsmöglichkeiten der Öffentlichkeit in der europäischen Luftreinhaltepolitik zu verankern (KNILL und HÉRITIER, 1996, S. 230). Diese neue Vorgehensweise wurde in einem wichtigen Aspekt ergänzt durch die im Juni 1990 verabschiedete Umweltinformationsrichtlinie (90/313/EWG). Diese Richtlinie sieht den freien Zugang zu umweltrelevanten Informationen für jede Person auch ohne den Nachweis eines besonderen Interesses vor.

39. Der Entscheidungsprozeß über die europaweite *Regulierung der Kfz-Emissionen* war durch die Frontstellung zwischen Umweltpolitik und Autoindustrie geprägt, die durch die oben beschriebene Problemdefinition vorgezeichnet wurde. Es gab Staaten und Interessengruppen, die bereit waren, die Kosten der angepeilten Maßnahmen für den politischen Nutzen in Kauf zu nehmen und solche, die aufgrund der für sie entstehenden Kosten eine anspruchsvolle Regulierung bekämpften.

Aufgrund der Forschungsbemühungen in den siebziger Jahren waren die Probleme klar eingegrenzt und vor allem die in Frage kommenden Handlungsalternativen geklärt. Eine effektive Reduktion der Kfz-Emissionen konnte man durch den Einsatz der Katalysatortechnik erreichen. Hierzu wiederum war es notwendig, flächendeckend bleifreies Benzin verfügbar zu machen (ARP, 1995, S. 82). Hindernisse bestanden durch die EG-Benzin-Richtlinie von 1978 (78/611/EWG), die einen Mindestgehalt an Blei im Treibstoff vorschrieb, durch die ablehnende Haltung einiger Mitgliedstaaten und wegen der Erklärung der Autoindustrie, daß die Einführung des Katalysators mit enormen technischen Schwierigkeiten verbunden sei. 1983 eröffnete sich für die Bemühungen der Bundesregierung eine überraschende Gelegenheit, ihre Sichtweise auf EU-Ebene durchzusetzen. Einerseits erklärte Großbritannien aufgrund neuerer wissenschaftlicher Erkenntnisse seine Absicht, bleifreies Benzin einzuführen, andererseits signalisierten zwei große deutsche Automobilhersteller ihre Bereitschaft, ihre Fahrzeuge mit Katalysatoren auszustatten, vorausgesetzt, bleifreies Benzin sei flächendeckend verfügbar (ARP, 1995, S. 83 ff.). Damit gewann die Bundesregierung erstens einen Verbündeten auf europäischer Ebene, zweitens bröckelte die Front der Automobilindustrie gegen die politischen Regulierungsbemühungen. Die Haltung der Industrie wurde durch die Erklärung der beiden Automobilhersteller uneinheitlich und verlor damit an politischem Einfluß.

Durch diese überraschenden Entwicklungen wurde es zunächst möglich, 1985 den „Luxemburger Kompromiß" zu verabschieden, der erstmals nach Hubraumklassen gestaffelte Abgasgrenzwerte für CO, HC und NO_x einführte. Die 1978er Richtlinie über den Bleigehalt von Benzin wurde ebenfalls 1985 durch eine neue Richtlinie (85/210/EWG) ersetzt, die die gemeinschaftsweite Einführung bleifreien Kraftstoffs ab 1989 vorschrieb. Diese durch die Handlungsgelegenheit von 1983 möglich gewordenen Vereinbarungen wurden später verschiedentlich nachgebessert. Die „konsolidierte" PKW-Richtlinie wurde 1991 verabschiedet (91/411/EWG); sie schrieb einen für alle Hubraumklassen einheitlichen Grenzwert vor. Die Änderung der Benzinbleirichtlinie von 1987 (87/416/EWG) erlaubte es den Mitgliedstaaten, ver-

bleites Normalbenzin zu verbieten (HOLZINGER, 1994, S. 146 f.).

Seit 1991 versucht die EU-Kommission, auf dem eingeschlagenen Weg einer technischen Problemlösung weitere Verbesserungen zu erreichen. Hierzu bietet sich neben einer Weiterentwicklung der Katalysatortechnik vor allem die Verbesserung der Kraftstoffqualität an. Bei allen noch möglichen technischen Maßnahmen stellt sich jedoch die Kosten-Nutzen-Frage. Die umweltpolitischen Nutzen werden kleiner, die Kosten der technischen Realisierung werden höher als bei den Regelungen, die in den achtziger Jahren getroffen wurden. Vor diesem Hintergrund initiierte die EU-Kommission im November 1991 das sogenannte Auto-Öl-Programm. Unter Ausschluß nationaler Regierungen begann die Kommission Gespräche mit den europäischen Spitzenverbänden der Auto- und der Mineralölwirtschaft. Die Einbindung der Mineralölwirtschaft resultiert aus der Einsicht, daß zu einer weiteren, spürbaren Emissionsreduktion auch an der Qualität der Kraftstoffe angesetzt werden muß. Es handelt sich hier um einen neuen Ansatz, der versucht, Qualitätsziele zu formulieren, Forschungen zu initiieren und auf dieser Basis Kosten-Nutzen-Überlegungen anzustellen. Die aus diesem Programm resultierenden Vorschläge der Kommission für Abgasnormen für PKW und für Qualitätsnormen für Kraftstoffe sollen ab 2000 in Kraft treten und 2005 noch einmal verschärft werden. Die europäischen Umweltverbände und das Europaparlament streben allerdings an, schon für die erste Stufe der geplanten Maßnahmen schärfere Grenzwerte durchzusetzen. Überdies wird bereits versucht, ein Auto-Öl-II-Programm zu initiieren, um einen systematischen Fortschritt in der Kfz-Abgasregulierung sicherzustellen.

40. Die Konfliktlinien im deutschen *Gewässerschutz* waren vor allem in den achtziger Jahren durch folgende Faktoren gekennzeichnet: Die staatlichen Akteure standen unter hohem politischem Druck, bereits erlassene EG-Richtlinien in nationales Recht umzusetzen. Ihnen standen mächtige Interessenverbände gegenüber, deren Klientel von den anstehenden Maßnahmen hohe Kosten zu erwarten hatte. Die schließlich verabschiedeten Kompromißlösungen waren typisch für eine solche politische Konfliktsituation.

Die Problemstellungen der Gewässerpolitik können durch die beiden Gegensatzpaare Industrie/Umweltschutzinteressen und Landwirtschaft/Umweltschutzinteressen gekennzeichnet werden. Die Landwirtschaft stellt eine der wesentlichen Belastungsquellen für Gewässer dar.

1980 wurde von der EG eine Richtlinie zur Trinkwasserqualität verabschiedet. Während des Entscheidungsprozesses wurde diese Richtlinie zunächst wenig beachtet. Schnell wurde jedoch deutlich, daß die Grenzwerte der Richtlinie für Pestizide und Nitrate mit den Düngemethoden in der Landwirtschaft nicht vereinbar waren. Bei der Umsetzung durch die deutschen Verordnungen von 1986 und 1990 wurde versucht, additive technische Lösungen durch stärker an der Quelle ansetzende Maßnahmen zu ergänzen. Diese Versuche scheiterten jedoch zunächst an der Intervention landwirtschaftlicher Lobbyverbände. Dieses Problem wurde schließlich durch die umstrittene Kompensationsregelung des § 19 Abs. 4 WHG gelöst: Die landwirtschaftlichen Betriebe erhalten finanzielle Kompensationen dafür, daß sie die entsprechenden Düngemethoden nicht mehr einsetzen dürfen (RÜDIG und KRAEMER, 1994, S. 68). Darüber hinaus erlegt die aufgrund der Nitratrichtlinie erlassene Düngeverordnung von 1996 den Landwirten gewisse Beschränkungen auf, die allerdings nicht kompensiert werden.

41. Beispielhaft für die Entscheidungsprozesse bei den internationalen *Meeresschutzabkommen* läßt sich in den Verhandlungen zu den OILPOL-/MARPOL-Abkommen eine Frontstellung zwischen Staaten beobachten, die unter umweltpolitischem Handlungsdruck standen und solchen, in denen das Thema der Meeresverunreinigung durch Schiffe keine große Rolle in der öffentlichen Diskussion spielte. Die Erwartungen der Verteilung politischer Kosten und Nutzen waren entsprechend unterschiedlich. Das OILPOL-Abkommen von 1954 kam auf britische Initiative zustande. Unter öffentlichen Druck geraten, forderte die britische Regierung, das Ablassen von Flüssigkeiten, die einen bestimmten Ölgehalt überschritten, ganz zu verbieten. Eine Reihe von großen Schiffahrtsnationen, die sich keinem vergleichbaren Handlungsdruck ausgesetzt sahen, formierten angesichts dieser Forderungen eine „Bremserkoalition". Das letztlich verabschiedete Abkommen sah nur ein Verbot der Emission ölhaltiger Flüssigkeiten innerhalb einer Schutzzone von 50 Seemeilen vor den Küsten vor (OBERTHÜR, 1997, S. 81 f.).

Bei der ersten Nachfolgekonferenz 1962 wiederholten die Briten ihre Forderung von 1954, jedoch beschränkt auf neugebaute Tanker über 20 000 Bruttoregistertonnen. Drei Faktoren führten schließlich dazu, daß diese Forderung angenommen wurde: Die Beschränkung auf Schiffe bestimmter Größe und bestimmten Baujahrs machte sie auch für einige Staaten aus der „Bremserkoalition" akzeptabel, es war ein Entscheidungsverfahren mit Zweidrittelmehrheit vorgesehen, und die Regulierung wurde durch das Zugeständnis eines Ermessensspielraums für die Kapitäne weiter aufgeweicht (OBERTHÜR, 1997, S. 83 ff.).

Die darauf folgenden Konferenzen zur Verabschiedung des MARPOL-Abkommens von 1973 und 1978, das die schiffahrtsinduzierte Meeresverunreinigung recht umfassend regelte, kamen vor allem durch die führende Rolle der USA zu einem erfolgreichen Abschluß. Vor allem für die Konferenz von 1978 war dieser Faktor von Bedeutung. Vor der Küste der USA hatten sich mehrere schwere Tankerunfälle ereignet. Der Druck auf die amerikanische Regierung, eine Lösung des Problems der Meeresverunreinigung durch Schiffe herbeizuführen, war damit so stark geworden, daß es den USA schließlich gelang, unter Androhung eines nationalen Alleingangs die Konferenz mit einstimmiger Annahme der Regelungen zu einem erfolgreichen Abschluß zu bringen (OBERTHÜR, 1997, S. 88 ff.).

42. Der Entscheidungsprozeß zur deutschen *Verpackungsverordnung*, der selbst von Insidern als hochgradig intransparent bezeichnet wird, kann hier nicht im einzelnen nachgezeichnet werden. Die Konfliktlinie bestand zwischen gut organisierten industriellen Gegnern der Verpackungsverordnung, für die durchgreifende Maßnahmen hohe Kosten verursacht hätten, und Regierungsvertretern, die unter so hohem politischen Druck standen, daß es ihnen schließlich gelang, eine Regelung bezüglich des Verpackungsabfalls zu verabschieden.

Zur Lösung des Konflikts wurde zum einen mit der Produktverantwortung eine neue Strategie favorisiert, zum anderen setzte man zur Umsetzung dieser Strategie auf eine neue Form der Kooperation mit der Industrie. Die Idee des Erlasses einer Verpackungsverordnung mit einer umfassenden Rücknahmeverpflichtung der Industrie und einer Rücknahmeregelung für gebrauchte Verpackungen löste schließlich als Reaktion die Planungen und die Einrichtung des Dualen Systems durch die deutsche Industrie aus. Nach der damit verbundenen Ausnahmeregelung des § 6, Absatz 3 der Verordnung wurden die Hersteller von Verkaufsverpackungen bei Beteiligung am Dualen System von ihrer Rücknahmeverpflichtung entbunden.

Maßnahmen

43. Die politischen Maßnahmen, die zur Lösung der jeweiligen Umweltprobleme beschlossen wurden, lassen sich am besten charakterisieren durch die Vorgaben, die sie machen und durch die Ermessensspielräume, die sie im einzelnen gewähren. Die Instrumente des Gebots und Verbots in der Umweltpolitik sind besonders wichtig. Im Rahmen der Gebots-/Verbotssteuerung ist jedoch durch die zunehmende Tendenz zu Rahmenregelungen ein wachsendes Übergewicht von Zweck- gegenüber Konditionalprogrammen (MAYNTZ, 1985, S. 56 ff.; ECKHOFF und JACOBSEN, 1960) zu erkennen: Dadurch werden den implementierenden Institutionen größere Ermessensspielräume zugebilligt, um die Regelung flexibel gegenüber lokalen Bedingungen und neuen Entwicklungen zu halten. Wichtig ist dabei, daß die Umsetzung konditionaler Vorgaben, etwa mit eindeutigen Grenzwerten, prinzipiell leichter überprüfbar ist. In den letzten Jahren sind zunehmend private Selbstverpflichtungen im Schatten der Hierarchie zu beobachten. Damit ist die Tatsache bezeichnet, daß private Akteure sich zu Umweltschutzmaßnahmen verpflichten, um so einer drohenden staatlichen Regulierung vorzubeugen. Der Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente, zum Beispiel über Steuern, ist in den hier beobachteten Fällen kaum festzustellen. Lediglich im Gewässerschutz stellt das Abwasserabgabengesetz ein Beispiel für einen Steuerungsversuch über finanzielle Anreize dar, der allerdings inzwischen weitgehend wieder zurückgenommen wurde. Gerade die Abkommen auf internationaler und globaler Ebene zeichnen sich häufig dadurch aus, daß keine verbindlichen Regelungen, sondern lediglich Begriffsvereinheitlichungen und Vereinbarungen über Informationsaustausch und -offenlegung vereinbart werden. Auch hiermit kann jedoch eine Steuerungswirkung verbunden sein (MAJONE, 1996, S. 345).

44. In der EU wurde 1990 das Ziel der *Stabilisierung der CO_2-Emissionen* bis 2000 auf dem Niveau von 1990 beschlossen. Erstens handelt es sich hierbei jedoch um keine rechtsverbindliche Entscheidung, die mit Sanktionen durchsetzbar wäre. Zweitens werden keine präzisen Maßnahmen zur Implementation der Entscheidung formuliert. Über das sehr erfolgversprechende Instrument einer EU-einheitlichen CO_2-/Energiesteuer konnte auf europäischer Ebene bis jetzt keine Einigung erzielt werden.

Auf UN-Ebene stellte die Klimarahmenkonvention von Rio de Janeiro die erste völkerrechtlich bindende Umweltschutzvereinbarung dar. Es fehlt jedoch bei der Zielvorgabe der Stabilisierung der Treibhausgasemissionen vor allem eine zeitliche Konkretisierung; zudem wird zum Niveau der Stabilisierung keine quantifizierte Angabe gemacht. Entsprechende, auf der Folgekonferenz in Berlin geforderte Konkretisierungen, sind auf der Konferenz in Kyoto 1997 verbindlich ausgearbeitet worden (KRÜCKEN, 1996, S. 145 ff.; Tz. 386, 388 f.).

45. Die Strategiewechsel in der europäischen *Luftreinhaltepolitik* seit Beginn der achtziger Jahre führten zu sehr unterschiedlich charakterisierbaren Maßnahmen. Dabei wechselte die Eindeutigkeit der Gebots-/Verbotsinstrumente durch die unterschiedlich konkrete Vorgabe der Mittel, die zur Erreichung der Ziele der Richtlinien führen sollten.

Bis zum zweiten EU-Umweltaktionsprogramm (1977 bis 1981) wurde eine immissionsorientierte, das heißt an Umweltqualitätszielen ausgerichtete Strategie in der Luftreinhaltepolitik verfolgt. 1980 wurden entsprechende Qualitätsstandards für SO_2, Schwebstaub, NO_x und Blei verabschiedet. Es handelte sich hier um relativ schwache und unklare Zielvorgaben. Für die Umsetzung stand den Mitgliedstaaten ein recht großer Spielraum zur Verfügung. Teilweise waren die zeitlichen Vorgaben zur Erreichung der Qualitätsstandards großzügig bemessen, die Wahl der Maßnahmen zur Verwirklichung der Zielvorgaben stand den Mitgliedstaaten frei. Diese immissionsorientierte Strategie führte jedoch zu unbefriedigenden Implementationsergebnissen.

Aufgrund dieser Vollzugsprobleme und strategischer Umorientierungen in Deutschland im Zusammenwirken mit der EU-Kommission wurde mit dem dritten Umweltaktionsprogramm (1982 bis 1987) eine Änderung der Vorgehensweise eingeleitet. Man setzte stärker auf eine emissionsorientierte Strategie, die Handlungsvorgaben wurden konkreter. Es wurden mit quantifizierten Emissionsstandards nicht nur die Ziele, sondern mit der Orientierung am Stand der Technik auch die Mittel zur Luftreinhaltung vorgegeben. Diese neue Strategie schlug sich in den Richtlinien zur Bekämpfung von Luftverunreinigungen durch Industrieanlagen von 1984 und zur Begrenzung von Schadstoffemissionen aus Großfeuerungsanlagen von 1988 (88/609/EWG) nieder. Diesem Strategiewechsel lag letztlich die Übernahme der deutschen Regulierungsphilosophie zugrunde. In der Bundesrepublik war 1982 die Großfeuerungsanla-

gen-Verordnung (13. BImschV) verabschiedet worden. In dieser Verordnung wurde ein emissions- und technikorientierter Regulierungsansatz verfolgt, der sich einige Zeit später auch auf europäischer Ebene durchsetzen konnte.

Seit Anfang der neunziger Jahre ist für die europäische Luftreinhaltepolitik eine neuerliche strategische Wende zu beobachten. Man kehrt zu einer immissionsorientierten Vorgehensweise zurück: Es werden Qualitätsziele formuliert, und die Wahl der Maßnahmen zur Erreichung dieser Vorgaben bleibt den Mitgliedstaaten überlassen. Allerdings gibt es eine wichtige Ergänzung gegenüber der Vorgehensweise zu Beginn der achtziger Jahre: Durch die Umweltinformationsrichtlinie von 1990 wurden die Informationsmöglichkeiten für die Öffentlichkeit gestärkt. Man verspricht sich davon die Entstehung eines „Drucks von unten", der eine effektivere Implementation der vereinbarten Ziele gewährleisten soll.

Die Grundlage einer Kombination immissions- und emissionsbezogener Elemente der europäischen Umweltpolitik schlägt sich auch in der „Richtlinie über die integrierte Vermeidung oder Verminderung der Umweltverschmutzung" (IVU-Richtlinie) nieder (SRU, 1996, Tz. 133 ff.). Die IVU-Richtlinie versucht auf der Grundlage eines Ansatzes, der mit der Anknüpfung an den Stand der Technik zwar zunächst bei den Emissionen ansetzt, dies aber in gewissen Grenzen immissionsseitig relativiert, einen medienübergreifenden Umweltschutz zu verwirklichen und geht damit über den engeren Bereich der Luftreinhaltepolitik hinaus, auch wenn sie selbstverständlich große luftreinhaltepolitische Relevanz besitzt.

46. Von den hier behandelten umweltpolitischen Maßnahmen stellt zweifellos die EG-/EU-*Regulierung von Kfz-Emissionen* die konkreteste Gebots-/Verbotsregelung dar. Eindeutige Emissionsgrenzwerte und der Rückgriff auf eine technische Problemlösung führen zu geringem Spielraum in der Implementation. Auch die Einführung der schadstofforientierten Kfz-Steuer, die eine 25 Jahre alte Forderung des Umweltrates umsetzt, kann man als eine konkrete umweltpolitische Maßnahme bezeichnen.

47. Aufgrund des mehrfachen Problembezugs im *Gewässerschutz*, der auch Versorgungsaufgaben mit einschließt, enthält die entsprechende Gesetzgebung nicht nur regulative, sondern auch planerische Aspekte. Entsprechend groß ist hier die Tendenz, Ziele vorzugeben und die Auswahl der Mittel den unteren politischen Ebenen, also den Ländern und den Kommunen, zu überlassen. Die verfassungsrechtliche Kompetenzordnung im deutschen Gewässerschutz gibt der Bundesgesetzgebung theoretisch nur die Befugnis zum Erlaß von Rahmenverordnungen. Wichtige Entscheidungen bleiben damit den Ländern überlassen. Dies führt zu einer erheblichen Bedeutung der lokalen und regionalen Ebene in diesem Politikbereich, jedoch hat der Bund aufgrund von § 7 a WHG die Befugnis zum Erlaß von Einleitungsstandards. Diese stellen das wesentliche Element der deutschen Wasserreinhaltepolitik dar. Hinzu kommt die bundesrechtliche Regelung aufgrund des Abwasserabgabengesetzes.

Das Abwasserabgabengesetz von 1976 war ein Ansatz, den bis dahin unbefriedigenden Implementationserfahrungen mit finanziellen Anreizen zu begegnen. Es war das erste Bundesgesetz, das versuchte, umweltpolitische Ziele mit Hilfe ökonomischer Instrumente zu erreichen. Die von Anfang an umstrittene umweltpolitische Lenkungswirkung des Gesetzes wurde durch mehrere Novellen immer weiter aufgeweicht. Vor allem durch den Verzicht auf eine Dynamisierung des Abgabensystems und durch zahlreiche Verrechnungsmöglichkeiten ist die umweltpolitische Wirksamkeit des Abwasserabgabengesetzes nach der letzten Novelle von 1994 fragwürdig geworden (SRU, 1996, Tz. 335 ff.).

48. Im *Meeresschutz* wird versucht, durch Verbote mit eindeutigen Grenzwerten die schiffahrtsinduzierte Verunreinigungen zu reduzieren sowie durch die Pflicht zur Informationsoffenlegung Mißstände zu entdecken. Darüber hinaus gibt es auf globaler Ebene unverbindliche Rahmenvorgaben.

Die prinzipiell einer technischen Problemlösung zugängliche Meeresverunreinigung durch die Schiffahrt wurde durch das MARPOL-Abkommen geregelt. Das Abkommen in seiner endgültigen Fassung von 1978 sieht neben stärkeren Durchsetzungsrechten der Hafenstaaten vor allem technische Standards vor. So wurden separate Ballasttanks auf Schiffen vorgeschrieben, um so die betriebsbedingte Meeresverunreinigung durch Schiffe einzudämmen (OBERTHÜR, 1997, S. 88 ff.).

In weitaus geringerem Maße reguliert ist die Meeresverunreinigung durch Emissionsquellen auf dem Land. Sie wird für 70 bis 80 % der Meeresverunreinigung verantwortlich gemacht und hat regional bedrohliche Ausmaße angenommen. Auch die UNCLOS-Seerechtskonvention gibt hier nur sehr unverbindliche Ziele für die Vertragsstaaten vor (STEVENSON und OXMAN, 1994, S. 494; JOHNSTON, 1988, S. 203): Alle Quellen der Meeresverunreinigung vom Land aus sollen im Rahmen des Ermessens der Vertragsstaaten eingedämmt werden. Zum Beispiel fordert Artikel 194(3) UNCLOS, daß die Emissionen giftiger und schädlicher Substanzen so weit wie möglich reduziert werden sollen (BIERMANN, 1994, S. 22; BOYLE, 1992, S. 22). Letztlich sind die meisten Formulierungen zu vage, um effektive Regulierungen anzuleiten. Sie bedürfen nahezu ausnahmslos der Konkretisierung durch spezifische regionale Verträge. Insgesamt sind vom Land ausgehende Emissionen im UNCLOS-Abkommen sehr viel ungenauer geregelt als von der See ausgehende, bei denen die Standards anderer, bereits existierender Abkommen übernommen werden. Vermutlich waren die meisten Staaten deshalb nicht bereit, weiterreichende Vereinbarungen zu unterzeichnen, weil die vom Land ausgehenden Emissionen sehr eng mit der ökonomischen Entwicklung verknüpft sind. In diesem sensiblen Bereich zog man es vor, sich nicht zu stark festzulegen. Die Schwierigkeiten, die UNCLOS-Regelungen in den UNEP-Regionalmeerprogrammen für die Küstenregionen von Entwicklungsländern zu konkretisieren, haben darüber hinaus vor allem mit mangelnden finanziellen und

technischen Ressourcen in den Entwicklungsländern zu tun (BOYLE, 1992, S. 24 ff.).

Seit 1975 versucht das United Nations Environmental Programme (UNEP) in einer Reihe von Regionalmeerprogrammen, küstennahe Meeresgebiete von Entwicklungsländern zu regulieren. Diese Regionalmeerprogramme haben ein einheitliches vertragliches Muster: Es gibt eine völkerrechtlich bindende Rahmenvereinbarung der Anrainerstaaten, detailliertere Maßnahmen werden nur in Zusatzprotokollen festgelegt, zu denen der Beitritt aber freigestellt ist. Diese „Rahmenvertrag + Protokolle"-Lösung ist notwendig, um angesichts sehr unterschiedlicher finanzieller Leistungsfähigkeit und unterschiedlich ausgeprägter umweltpolitischer Präferenzen die Gültigkeit der Gesamtvereinbarung nicht zu gefährden (BIERMANN, 1994, S. 26 ff.). Vor allem wegen der hohen Kosten für die Entwicklungsländer sind damit jedoch die UNEP-Regionalmeerprogramme nicht sehr effektiv (EDWARDS, 1988, S. 272).

Die wesentlichen Kennzeichen des OSPAR-Abkommens zum Schutz der Nordsee und des revidierten Helsinki-Abkommens zum Schutz der Ostsee sind die folgenden: Es werden Rahmenregelungen erlassen; gleichzeitig findet eine gemeinsame Kontrolle der Meeresqualität statt, deren Ergebnisse öffentlich zugänglich gemacht werden müssen. Überdies wird in beiden Abkommen eine Kommission eingerichtet, die die Implementation überwacht und das Abkommen gegebenenfalls in einem vereinfachten Verfahren an neuere Entwicklungen anpassen kann (EHLERS, 1996, S. 121 ff.; LAGONI, 1996, S. 85 ff.). Hier zeigt sich, daß die Pflicht zur Offenlegung von Informationen, auch wenn es keine rechtlich verbindlichen Regelungen gibt, eine nicht zu unterschätzende Steuerungswirkung haben kann (MAJONE, 1996, S. 345).

49. Die Entwicklungen in Richtung auf eine politische Regelung zur Reduzierung der Menge des *Verpackungsabfalls* führten in Deutschland zur Verpackungsverordnung. Sie enthält Rücknahmeverpflichtungen für Um-, Transport- und Verkaufsverpackungen. Hersteller von Verkaufsverpackungen werden von der Rücknahmepflicht entbunden, wenn sie sich am Dualen System beteiligen. Für Verpackungen, die durch das Duale System gesammelt werden, werden Erfassungs- und Verwertungsquoten festgelegt, die innerhalb bestimmter Fristen zu erreichen sind. Das Duale System stellt praktisch eine industrielle Selbstverpflichtung im Schatten der Hierarchie dar: Die Industrie beugte der in der Verordnung vorgesehenen Rücknahmepflicht durch eigene Maßnahmen vor. Angesichts einer drohenden einschneidenden Regelung war die Industrie gezwungen, ein System zur Erfassung und Wiederverwertung von Verpackungsmaterialien aufzubauen.

Implementation

50. Die oben skizzierten Programmstrukturen und Instrumente haben Auswirkungen auf die Implementation. Entsprechend unterschiedlich sind die Implementationserfahrungen in den einzelnen Bereichen, je nachdem, wie konkret und gut überprüfbar die getroffenen Regelungen sind und ob entsprechende Implementationskapazitäten zur Verfügung stehen. Allgemein kann davon ausgegangen werden, daß Rahmenregelungen Konflikte in die Implementation verschieben, daß ihre Umsetzung schwerer überprüfbar ist und daß die politische Bedeutung der implementierenden Institutionen und lokaler Interessengruppen ansteigt. Die Implementation detaillierter Vorgaben ist zwar in der Regel leichter überprüfbar, es wird jedoch deutlich, daß der Kontrollaufwand häufig sehr hoch ist (vgl. MAYNTZ, 1980; WINDHOFF-HÉRITIER, 1980, S. 42 ff.).

51. In der *Klimapolitik* ist auf nationaler Ebene von konkret wirksamen Umsetzungen der auf internationaler Ebene vereinbarten Ziele wenig zu beobachten. Wo es tatsächlich zu Emissionsreduktionen kommt, handelt es sich eher um Nebenfolgen von politischen Maßnahmen, die auf andere Probleme gerichtet sind, oder um Folgen wirtschaftlicher Entwicklungen, die nicht auf politische Maßnahmen zurückgeführt werden können. Die erreichten CO_2-Reduktionen in der Bundesrepublik sind hauptsächlich die Folge der Deindustrialisierungsprozesse in Ostdeutschland.

52. In den unterschiedlichen Phasen der europäischen *Luftreinhaltepolitik* waren die Implementationserfahrungen meistens ernüchternd. Die immissionsorientierte Vorgehensweise bis 1984 konnte vor allem wegen der unklaren Zielvorgaben kaum erfolgreich umgesetzt werden. Aber auch bei der daraufhin verfolgten emissionsorientierten Strategie wurde deutlich, daß die Überprüfung der Umsetzung eine aufwendige Kontrolltechnologie erforderte, die nicht überall in Europa zu wirtschaftlich vertretbaren Kosten verfügbar war. Ob die Implementation der gegenwärtigen europäischen Luftreinhaltepolitik erfolgreich ist, hängt bei der qualitätsorientierten Vorgehensweise entscheidend davon ab, daß die gestärkten Informationsmöglichkeiten der Öffentlichkeit zusammen mit bestehenden Partizipationsrechten tatsächlich wahrgenommen werden können und daß auf diese Weise wirklich Druck auf die implementierenden Institutionen aufgebaut werden kann. Für Deutschland muß man jedoch erstens festhalten, daß das Umweltinformationsgesetz von 1994 die europäische Umweltinformationsrichtlinie (90/313/EWG) sehr restriktiv umsetzt. Zweitens ist vor allem die Praxis der Erhebung von Gebühren für die Informationsübermittlung geeignet, dem einzelnen Bürger den Zugang zu Informationen zu erschweren (SRU, 1996, Tz. 195 ff.).

53. Bei der *Regulierung von Kfz-Emissionen* erfolgte die Umsetzung des „Luxemburger Kompromisses" in den meisten europäischen Staaten verspätet. Pünktlich in Kraft trat die Richtlinie lediglich in Deutschland, Frankreich und Großbritannien. Von solchen Verzögerungen abgesehen, ist aber mittlerweile eine europaweite Umsetzung der in den achtziger Jahren beschlossenen Richtlinien zu beobachten.

54. Die Implementation von *Gewässerschutzmaßnahmen* war lange Zeit gekennzeichnet durch die kooperativen Beziehungen zwischen Verwaltung und Regulierungsadressaten. Gerade in den siebzi-

ger Jahren kam es daher zu gravierenden Implementationsdefiziten, die allerdings aufgrund der oben skizzierten politischen Situation mit geringer öffentlicher Aufmerksamkeit für die Thematik kaum durch Proteste oder Druck von Umweltverbänden begleitet waren. Die Verwaltung hatte hier kaum öffentliche Proteste zu fürchten, weil zum einen Wasserverunreinigungen von Oberflächengewässern örtlich begrenzt auftraten und sich nur allmählich entwickelten und zum anderen Partizipationsrechte der Öffentlichkeit im Wasserrecht nicht vorgesehen sind. Zudem sind die kausalen Beziehungen zwischen Verunreinigungen und einzelnen Emissionsquellen nur schwer herzustellen.

55. In der schiffahrtsbedingten *Meeresverunreinigung* liegt das Problem der effektiven Implementation von Umwelt- und Sicherheitsstandards vor allem in der Kompetenzaufteilung zwischen Flaggen-, Hafen- und Küstenstaaten. Grundsätzlich sind die Flaggenstaaten für die Durchsetzung von Umwelt- und Sicherheitsstandards zuständig. Seit 1978 (MARPOL-Abkommen) haben jedoch auch die eigentlich betroffenen Hafenstaaten gewisse Durchsetzungskompetenzen. Nach wie vor problematisch sind die Kompetenzen von Küstenstaaten, deren Häfen nicht angelaufen werden. Obwohl sie von schiffahrtsbedingten Meeresverunreinigungen betroffen sind, sind sie weitgehend rechtlos gegenüber passierenden Schiffen. Diese Kompetenzaufteilung zwischen Flaggen-, Hafen- und Küstenstaaten findet sich im wesentlichen auch in der UN-Seerechtskonvention (UNCLOS) wieder, die Ende 1994 in Kraft getreten ist (BIERMANN, 1994, S. 11 f.). Die Bedeutung des Vollzugsdefizits durch die Flaggenstaaten wird noch erhöht durch die zunehmende Neigung der Schiffseigner, ihre Schiffe in Niedriglohnländern auszuflaggen, die traditionell nicht über die technischen, finanziellen und administrativen Ressourcen verfügen, um international vereinbarte Standards effektiv durchzusetzen. Dennoch konnten insgesamt gesehen seit 1954 durch internationale Abkommen deutliche Erfolge in der Regulierung der schiffahrtsinduzierten Meeresverunreinigung erzielt werden. Schadstoffemissionen aus Schiffen sind in den achtziger Jahren deutlich zurückgegangen. Sowohl beim betriebsbedingten Austreten von Mineralölen als auch bei der Verklappung auf See sind durch internationale Regulierungen mittlerweile Erfolge erzielt worden (FISCHER, 1996, S. 364, 374). Möglicherweise sind die Erfolge in der Reduzierung von der See ausgehender Emissionen aber eher auf technische Innovationen als auf effektive politische Regulierung zurückzuführen (JOHNSTON, 1988, S. 204). Allerdings verbleibt nach wie vor in ökologisch sensiblen Regionen das Risiko, daß einzelne katastrophale Havarien die Umwelt nachhaltig schädigen (BIERMANN, 1994, S. 16 ff.).

Für die Implementation der Abkommen zum Schutz von Nord- und Ostsee liegen noch keine Erfahrungen vor.

56. Die Auswirkungen der *Verpackungsverordnung* werden kontrovers diskutiert. Eine der wichtigsten Fragen ist, ob die Verordnung ihre abfallwirtschaftlichen Ziele erreicht. Zu berücksichtigen ist aber auch, welche nicht beabsichtigten Nebenfolgen mit Erlassen der Verpackungsverordnung und der damit verknüpften Einrichtung eines Dualen Systems verbunden sind.

In § 1 der Verpackungsverordnung werden die abfallwirtschaftlichen Ziele genannt. Verpackungen sind aus umweltverträglichen und die stoffliche Verwertung nicht belastenden Materialien herzustellen (Abs. 1). Verpackungsabfälle sind dadurch zu vermeiden, daß Verpackungen nach Volumen und Gewicht auf das notwendige Maß beschränkt werden. Sie müssen so beschaffen sein, daß sie – soweit technisch möglich, zumutbar und mit den das Füllgut betreffenden Vorschriften vereinbar – wiederbefüllt werden können. Schließlich sind Verpackungsabfälle stofflich zu verwerten, soweit die Voraussetzungen für eine Wiederbefüllung nicht vorliegen (Abs. 2). Damit stehen der Verwertung dienende Ziele (Abs. 1) vor den vorwiegend der Vermeidung dienenden Zielen; eine Prioritätenfolge, die dem Titel „Verordnung über die Vermeidung von Verpackungsabfällen" nicht entspricht.

Gemessen an der Entwicklung des Verpackungsverbrauchs und der Verwertungsmengen für Verpackungsabfälle ist der Verpackungsverordnung und dem System „Grüner Punkt" ein Erfolg nicht abzusprechen. Hierauf, aber auch auf ökologische und ökonomische Defizite, wird näher im abfallwirtschaftlichen Kapitel (Kap. 3.1, Tz. 556 ff.) eingegangen.

An nicht beabsichtigten Nebeneffekten ist neben den nach wie vor ungelösten kartellrechtlichen Problemen, die durch die Organisation des Dualen Systems aufgeworfen werden, vor allem die möglicherweise nur temporäre Belastung ausländischer Sekundärrohstoffmärkte durch die zu sehr niedrigen Preisen abgegebenen deutschen Sekundärrohstoffe zu nennen. In diesem Zusammenhang kommen auch Wettbewerbsnachteile von Herstellern zum Tragen, die keinen Zugang zu den Sekundärrohstoffen haben. Ein Beispiel dafür ist der Wettbewerb inländischer Stahlhersteller, die Kunststoffe aus dem Dualen System als Reduktionsmittel verwenden können, mit ausländischen Stahlerzeugern, die teurere Reduktionsmittel (Koks, Schweröl) einsetzen müssen.

1.2.3 Anforderungen an eine systematische Politikgestaltung

Analytische Schlußfolgerungen

57. Welche typischen Muster der politischen Problembehandlung sind zu erkennen? Umweltprobleme, die die öffentliche und politische Aufmerksamkeit erlangen, zeichnen sich meistens durch ihre gute Sichtbarkeit, ihre technische Regulierbarkeit und ihre gute Darstellbarkeit in den Massenmedien aus. Es ist deutlich geworden, daß häufig die politische Behandlung von Problemen auf katastrophale oder krisenhafte Ereignisse reagiert. All dies trifft vor allem auf die Kfz-Emissionen, den Gewässerschutz, die Luftreinhaltepolitik, den Verpackungsabfall und die Meeresbelastung zu.

Nur ein Thema, der Treibhauseffekt, paßt nicht in dieses Analyseraster. An der Klimapolitik zeigt sich, welche Rolle die Wissenschaft in der Definition eines politischen Problems spielen kann. Hierzu ist sie jedoch ganz offensichtlich auf eine Kompatibilität des jeweiligen Themas mit den Aufmerksamkeitskriterien der Massenmedien (Neuigkeitswert, Konflikte, Quantifizierbarkeit) angewiesen. Beim Treibhauseffekt gelang es in einem Zusammenspiel von Wissenschaft und Massenmedien, das komplexe und kaum sichtbare Problem der langsamen Erwärmung der Erdatmosphäre in ein scheinbar greifbares, unmittelbar erfahrbares Thema umzuwandeln: Jede Wetteranomalie erhöht gewissermaßen den Handlungsdruck auf die Politik. Der umweltpolitische Nachteil einer solch erfolgreichen Koalition mit den Massenmedien tritt ein, wenn diese Wetteranomalien nicht mehr zu beobachten sind oder wegen ihres mangelnden Neuigkeitswertes kein griffiges Thema für die Massenmedien mehr abgeben.

Ob ein einmal erkanntes Problem auf die politische Agenda gelangt, hängt hauptsächlich von drei Faktoren ab: Das Thema braucht eine durchsetzungsfähige Koalition von Akteuren, die sich vom Aufgreifen des Themas eine Stärkung ihrer jeweiligen politischen Interessen versprechen; es müssen ganz offensichtlich eingespielte Konfliktlinien (Politik/Industrie, Industrieländer/Entwicklungsländer) reproduziert werden; das Thema muß entweder zu bereits etablierten Sachfragen passen oder es muß mit diesen verknüpft werden können.

Auf der Ebene der Maßnahmen ist in vielen Fällen zu beobachten, daß gerade bei gut etablierten Themen der Gesetzgeber in der Lage ist, aus Erfahrung zu lernen. Auf Implementationsprobleme wird häufig mit innovativen Maßnahmen, neuen Instrumenten und veränderten Problemlösungsansätzen reagiert. Dies zeigt sich etwa an der europäischen Regulierung von Kfz-Emissionen. Nachdem deutlich wurde, daß nach den Maßnahmen der achtziger Jahre erhebliche Emissionsreduktionen nur durch Verbesserung der Kraftstoffqualität erreichbar waren, wurde durch die Initiierung des Auto/Öl-Programms ein neuer Problemlösungsansatz erprobt. In der europäischen Luftreinhaltepolitik für stationäre Quellen ist das Umschwenken auf Umweltqualitätszielkonzepte auf die allgemeine Umorientierung der europäischen Umweltpolitik im Rahmen des fünften EU-Umweltaktionsprogramms zurückzuführen; dies ist jedoch gleichzeitig eine Reaktion auf die Implementationsprobleme mit dem Ansatz, der auf den Stand der Technik und Emissionsgrenzwerte setzte. Auch in der durchgreifenden Regelung des Verpackungsabfallproblems durch die Verpackungsverordnung ist eine Reaktion auf die Erkenntnis zu sehen, daß mit den herkömmlichen Methoden zur Abfallentsorgung eine deutliche Reduktion des Abfallaufkommens nicht mehr zu erreichen war. Diese Einsicht führte mit der Einführung der Rücknahmepflicht und der gleichzeitigen Einführung des Dualen Systems zu einem neuartigen Problemlösungsansatz.

Auf der anderen Seite ist zu beobachten, daß einmal beschlossene Maßnahmen eine große Eigendynamik behalten, auch wenn die Annahmen, die das jeweilige Thema auf die politische Agenda gelangen ließen, als nicht mehr gültig angesehen werden. Dies läßt sich verdeutlichen am Beispiel der Luftreinhaltepolitik für stationäre Quellen. Die Annahme, daß Schwefeldioxidemissionen die wichtigste Ursache für die Waldschäden seien, war der entscheidende Schubfaktor für die luftreinhaltepolitischen Maßnahmen, die im wesentlichen in den achtziger Jahren auf den Weg gebracht wurden. Obwohl sich die angenommenen Kausalitäten als nicht so eindeutig erwiesen haben, werden die entsprechenden Maßnahmen fortgeführt, da sie erstens eine große institutionelle Eigendynamik entwickelt und zweitens zu anderen positiven Nebeneffekten geführt haben.

Handlungsempfehlungen

58. Die Analyse der sechs Umweltpolitikfelder belegt, daß Umweltprobleme nicht immer den Aufmerksamkeitskriterien der Politik entsprechen. Vor allem die geringe Sichtbarkeit sowie die schleichende Entwicklung und der damit einhergehende Gewöhnungseffekt vieler Probleme stehen einem Aufgreifen durch die Politik entgegen. Wissenschaftlich fundierte Indikatorensysteme sind hier ein hilfreiches Mittel zur Sichtbarmachung ökologischer Zusammenhänge und damit zur Erleichterung der politischen Problemdefinition. Die politische Agenda-Gestaltung und die Politikformulierung sind hochgradig eigendynamische Prozesse. Sie können aber möglicherweise ebenfalls durch die präzise Formulierung der Probleme in Richtung auf eine systematischere Umweltpolitik beeinflußt werden. Vor allem müssen aus dem politischen Prozeß verdrängte umweltpolitische Probleme durch unabhängige Gremien in Erinnerung gehalten werden, um der Selektivität des politischen Prozesses entgegenzuwirken. Für die Verbesserung der häufig mangelhaften Implementation scheint es sinnvoll zu sein, verstärkt auf flexible Zielvorgaben, offenen Umgang mit Informationen und die verstärkte Einbindung nichtstaatlicher Akteure zu setzen.

Auch wo Ziele nicht zu Maßnahmen führen, ist der Prozeß einer ausdrücklichen Zielformulierung von großer Bedeutung, und zwar um politische Unterstützung sicherzustellen, um das Problembewußtsein der relevanten Akteure zu schärfen, um die Aufmerksamkeit für ein Problem zu erhöhen und um der Umweltpolitik im Wettbewerb mit anderen, häufig konfligierenden Politikfeldern ein eigenes Profil zu verleihen. Im Hinblick auf die notwendige Formulierung umweltpolitischer Ziele ergeben sich folgende Empfehlungen:

- Es ist erstens wichtig, die Umweltziele in transparenten Verfahren, das heißt unter Einbeziehung relevanter wissenschaftlicher, staatlicher und gesellschaftlicher Akteure, zu formulieren. Da Ziele auch während der Implementationsphase ständig kontrolliert und nachgebessert werden müssen, und da man sich Lernmöglichkeiten offenhalten sollte, wird nachdrücklich für eine ständige Fortschreibung solcher Verfahren plädiert.

- Zweitens muß genau geprüft werden, wie präzise die Ziele auf hohen politischen Ebenen sinnvollerweise formuliert werden sollten. Abhängig von den Eigenschaften des jeweiligen Problembereichs kann eine zu unpräzise Zielformulierung zu viele Interpretationsspielräume in der Implementation eröffnen, oder kann eine zu starre zentrale Festlegung auf Ziele das Wissen und die Handlungspielräume vor Ort ungenutzt lassen und damit umweltpolitische Handlungsmöglichkeiten verschenken.
- Drittens schließlich ist es gerade angesichts komplexer Problemlagen in der Umweltpolitik wichtig, vor Ort politischen Druck auf die implementierenden Institutionen von seiten nichtstaatlicher Organisationen aufzubauen, da faktisch die Implementation nicht alleine durch zentrale Institutionen überwacht werden kann (LÜBBE-WOLFF, 1996). Deshalb sollte notwendigerweise die Einbindung nichtstaatlicher Akteure in die Zielformulierungsprozesse erfolgen. Dies bedeutet auch, dem Bürger Zugang zu relevanten Informationen, die ihm eine Überprüfung der Problemlagen überhaupt erst ermöglichen, in weniger restriktiver Weise zu gewährleisten, als dies bis jetzt im Umweltinformationsgesetz angelegt ist (SRU, 1996, Tz. 195 ff.). Schließlich müssen auch die Rechtsschutzmöglichkeiten, insbesondere durch weitere Anerkennung der Verbandsklage, gestärkt werden (BMU, 1998; § 45 UGB-KommEntw., 1997; vgl. Tz. 260 ff.; SRU, 1996, Tz. 705).

1.3 Zur Festlegung von umweltpolitischen Zielen: nationale und internationale Aktivitäten

1.3.1 Zur gegenwärtigen Diskussion über umweltpolitische Ziele

Die Entwicklung von Umweltqualitätszielen in der Rückschau

59. Obwohl Umweltqualitätsziele aktuell im Mittelpunkt der nationalen und internationalen umweltpolitischen Diskussion stehen, sind sie nicht erst das Ergebnis der Umweltpolitik der neunziger Jahre. Der historische Rückblick zeigt, daß sich umweltpolitische Maßnahmen stets an Zielvorstellungen orientiert haben, seit es eine „explizite" Umweltpolitik gibt. Bereits im ersten Umweltprogramm der Bundesregierung 1971 (BT-Drs. VI/2710) wurden Zielvorstellungen zur Erhaltung und Verbesserung der Umweltqualität formuliert und eine Umweltplanung auf lange Sicht angestrebt, mit deren Hilfe unerwünschte Nebenwirkungen wirtschaftlicher und gesellschaftlicher Entwicklungen vermieden werden sollten (MÜLLER, 1989). Im Bereich der Europäischen Gemeinschaft sind Umwelt(qualitäts)ziele ebenfalls bereits im ersten Aktionsprogramm (EG, 1973) für den Umweltschutz, „dort sogar expressis verbis unter Verwendung des Terminus ‚Qualitätsziele'" formuliert worden (KÖCK, 1997, S. 80).

60. Die im Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 aufgeführten Zielvorstellungen sind nicht das Ergebnis logischer Deduktionen aus einem theoretischen Handlungsmodell, sondern praxisorientierte Grundaussagen der Umweltpolitik (vgl. HARTKOPF und BOHNE, 1983). Im Rahmen des Umweltprogramms wurden Qualitätsziele für einzelne Umweltbereiche festgelegt, weil sie sich in diesen am einfachsten unmittelbar operationalisieren ließen. Bis auf wenige konkretere, inhaltliche Zielvorstellungen für die damaligen Hauptproblembereiche Wasser- und Luftreinhaltung im Maßnahmenteil handelte es sich um übergeordnete, nicht weiter präzisierte Zielbeschreibungen (SRU, 1974, S. 6 f.; BT-Drs. VI/2710). Die Formulierung eines umfassenden umweltpolitischen Zielsystems schied zum damaligen Zeitpunkt aufgrund des unzureichenden Kenntnisstandes über die Wechselwirkungen zwischen den Umweltmedien und des damit einhergehenden, nicht zu deckenden Informationsdefizits für die praktische Umweltpolitik aus (SRU, 1974, Tz. 33).

An den im ersten Umweltprogramm für die einzelnen Umweltbereiche festgelegten Qualitätszielen wurde bei der Fortschreibung des Programms (Umweltbericht 1976) festgehalten, und sie wurden 1982 abermals bekräftigt (HARTKOPF und BOHNE, 1983). Die Entwicklung weiterer derartiger Ziele unterblieb jedoch (REHBINDER, 1996a und b).

61. Einen neuen Impuls erhielt die Diskussion um Umweltqualitätsziele Mitte der achtziger Jahre durch die Erkenntnis, daß eine akzeptable Umweltqualität nicht allein durch Emissionsgrenzwerte erreicht werden kann; insbesondere nicht durch Grenzwerte, die auf eine Gefahrenabwehr ausgerichtet und stark durch technische Machbarkeit und wirtschaftliche Zumutbarkeit geprägt sind. Aus Wissenschaft und Praxis wurde daher die Forderung erhoben, das Instrumentarium der Umweltpolitik durch die Entwicklung und Festlegung von vorsorgeorientierten Umweltqualitätszielen zu verbessern. Die Bundesregierung hat dieser Forderung in ihren „Leitlinien zur Umweltvorsorge" von 1986 Rechnung getragen. Dort ist festgehalten, daß die Politik der Emissionsminderung zum Schutz von Mensch und Umwelt nicht ausreicht, sondern „durch konkrete Umweltqualitätsziele ergänzt werden muß" (BT-Drs. 10/870, S. 17–18). Wie die Festlegung von Umweltqualitätszielen erfolgen sollte, blieb jedoch offen (HÜBLER, 1995).

62. Die Intensivierung der Debatte auf internationaler Ebene wurde 1987 durch den Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung – allgemein als Brundlandt-Bericht bekannt – ausgelöst. Der Bericht vermittelte die Erkenntnis, daß eine ökonomische und soziale Entwicklung, die auf inter- und intragenerative Gerechtigkeit ausgerichtet ist, nicht von den Umweltbedingungen abgespalten werden darf, sondern eine dauerhafte Sicherung der Umweltfunktionen gewährleisten muß (HAUFF, 1987). In diesem Zusammenhang fordert der Bericht die Entwicklung von Kriterien für Normen der Umweltqualität sowie Richtlinien für die dauerhafte Nutzung und Verwaltung der natürlichen Ressourcen (ebd., S. 314). In den anschließend auf nationaler und

supranationaler Ebene erarbeiteten Konzeptvorschlägen werden vielfach umweltpolitische Ziele angeführt (KÖCK, 1997).

Die Niederlande waren einer der ersten Staaten, die, angeregt durch das Erscheinen des Brundtland-Berichts, die Idee des „sustainable development" aufgriffen und mit dem Erarbeiten von Umweltqualitätszielen 1989 einen nationalen Umweltpolitikplan vorlegten (National Environmental Policy Plan – NEPP; Tz. 107 ff.). 1992 formulierte auch die Europäische Union in ihrem 5. Umweltaktionsprogramm Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele für verschiedene Umweltbereiche (Tz. 105 f.).

63. Den stärksten Impuls für die Diskussion um Umweltqualitätsziele und Umweltpolitikpläne gab jedoch die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Jahre 1992 in Rio de Janeiro. Diese erhob „sustainable development" zur wegweisenden Programmatik für die Bewältigung der gemeinsamen Zukunft der Menschheit (SRU, 1994, Tz. 1). Das aus der Konferenz hervorgegangene Aktionsprogramm „Agenda 21" fordert die Integration von Umwelt- und Entwicklungszielen in die politische Entscheidungsfindung und formuliert für wesentliche Bereiche der Umwelt- und Entwicklungspolitik Handlungsaufträge an alle Staaten. Darüber hinaus fordert die Agenda 21 die Signatarstaaten auf, nichtstaatliche gesellschaftliche Gruppen in den politischen Entscheidungsprozeß stärker einzubeziehen (Tz. 108). Beispiele für relevante umweltpolitische Aktivitäten auf internationaler, europäischer und nationaler Ebene sind in Tabelle 1.3-1 wiedergegeben.

Zur aktuellen Diskussion über Umweltqualitätsziele

64. Wenn auch weitgehend anerkannt wird, daß umweltpolitische Ziele zur Operationalisierung des Leitbildes der nachhaltigen Entwicklung benötigt werden, so besteht jedoch erheblicher Dissens sowohl über die Ausgestaltung (Aufbau, Inhalt und Umfang) eines Umweltqualitätszielkonzepts als auch über die Art und Weise des Vorgehens bei der Zielableitung und Festlegung (Verfahren). Darüber hinaus gibt es eine Fülle von Definitionen, die zur Verwirrung in der Diskussion führen (SANDHÖVEL, 1997, 1996).

Zum Begriff der Umweltqualitätsziele

65. Im Verlauf der Diskussion um umweltpolitische Ziele hat sich durch die zahlreichen Definitionsversuche ein fast undurchdringliches Begriffsdickicht entwickelt. Neben dem Begriff Umweltqualitätsziel finden sich durch die weitere Aufsplittung der Hierarchie andere Zielkategorien mit Begriffen, wie Umwelthandlungsziel (fachliches/politisches), Umweltziel, Mengenreduktionsziel und Etappenziel. Der Umweltrat hält – trotz gewisser Abgrenzungsprobleme – die Unterscheidung zwischen Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen für umweltpolitisch sinnvoll.

Die Begriffe beschreiben unterschiedliche Ebenen umweltpolitischen Handelns. Während Umweltqualitätsziele den erwünschten Zustand der Umwelt, bezogen auf ein Schutzobjekt, angeben, bezeichnen Umwelthandlungsziele die zur Erreichung der Um-

Tabelle 1.3-1

Beispiele wichtiger Aktivitäten zu umweltpolitischen Zielformulierungen

Ebene	Programme/Pläne/ Übereinkommen/Berichte	Jahr	Initiatoren
Internationale Ebene	Agenda 21 (Rio-Konferenz)	1992	Vereinte Nationen
	Montrealer Protokoll mit seinen Ergänzungen	1989/1994	Vereinte Nationen
	Klimarahmenkonvention	1992	Vereinte Nationen
Europäische Ebene	5. Umweltaktionsprogramm	1992	Europäische Union
Nationale Ebene	BMU-Konzept „Schritte zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland"	1996	Regierung der Bundesrepublik Deutschland
	National Environmental Policy Plan (NEPP), NEPP 2	1989/1993	Regierung der Niederlande
	Nationaler Umweltplan (NUP)	1995	Regierung von Österreich
	This Common Inheritance: Britain's Environmental Strategy	1990	Regierung von Großbritannien
	Sustainable Development: The UK Strategy	1994	Regierung von Großbritannien
	Aktionsplan für eine nachhaltige Schweiz	geplant für 1998	Regierung der Schweiz

SRU/UG '98/Tab. 1.3-1

weltqualitätsziele erforderlichen Verhaltensweisen der Akteure. Umwelthandlungsziele haben im Verhältnis zu Umweltqualitätszielen instrumentellen Charakter. Aus diesen Überlegungen heraus kommt der Umweltrat zu folgenden Definitionen: Umweltqualitätsziele geben einen angestrebten Zustand der Umwelt auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene an. Sie enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente und werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt (s. auch UBA, 1996a, S. 7). Umwelthandlungsziele geben die Schritte an, die notwendig sind, um die in den Umweltqualitätszielen beschriebenen Zustände der Umwelt zu erreichen. Bei Umwelthandlungszielen handelt es sich um die Formulierung möglichst quantifizierter oder anderweitig überprüfbarer Ziele, die sich an verschiedenen Belastungsfaktoren orientieren und Gesamtvorgaben oder Teilschritte für notwendige Entlastungen (Belastungsminderung) enthalten.

66. In der wissenschaftlichen Diskussion bestehen unterschiedliche Auffassungen darüber, ob Umweltqualitätsziele sich zwingend am Leitbild der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung orientieren müssen (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1997) oder ob sie auch in einem anderen Kontext (UBA, 1996a und b) formuliert werden können. Nach Einschätzung des Umweltrates sollten Umweltqualitätsziele in erster Linie einen weiteren Konkretisierungsschritt des Leitbilds der nachhaltigen Entwicklung darstellen. Umweltqualitätsziele sollten ein wünschenswertes, langfristig zu erreichendes Schutzniveau hinreichend konkretisieren. Dem Umweltrat ist jedoch bewußt, daß sich solche Schutzniveaus oft nicht hinreichend bestimmen lassen. Daraus ergibt sich das Erfordernis, Qualitätsziele für unterschiedliche Schutzniveaus abzuleiten (UBA, 1996a). Eine Kennzeichnung dieses Unterschieds hält der Umweltrat sowohl bei Umweltqualitäts- als auch bei Umwelthandlungszielen für notwendig.

Umweltqualitätsziele können auf schädliche Stoffeinträge und sonstige Inanspruchnahmen bezogen sein. Innerhalb der sonstigen Inanspruchnahme kann noch einmal die strukturelle (z. B. Flächeninanspruchnahme) und die stoffliche Inanspruchnahme (z. B. Ressourcenentnahme) unterschieden werden. Da es sich bei der Ressourcenentnahme um ein nutzungsbezogenes Themenfeld handelt, lassen sich zwar Umwelthandlungsziele formulieren, Umweltqualitätsziele hingegen, die sich auf die Umweltauswirkungen bei der Entnahme beziehen, sind anderen, vornehmlich wirkungsbezogen definierten Themenbereichen zuzuordnen, die die entsprechenden Umweltwirkungen umfassen.

Grundlage für das Erarbeiten von Umweltqualitätszielen sind einerseits der wissenschaftliche Erkenntnisstand über qualitative und, soweit verfügbar, quantitative Ursache-Wirkungsbeziehungen und andererseits auf den Zustand oder die Eigenschaften der Umwelt bezogene gesellschaftliche Wertvorstellungen. Letztere sind als normative Vorgaben unverzichtbar, da Umweltqualitätsziele nicht ausschließlich wissenschaftlich abzuleiten und zu begründen sind. „Aufgabe der Wissenschaft ist es in erster Linie vielmehr, naturwissenschaftlich begründete Orientierungen zur Entwicklung gesellschaftlicher Wertvorstellungen zu liefern" (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1997, S. 12; REHBINDER, 1997, S. 320 f.).

67. Umwelthandlungsziele dienen grundsätzlich der Erreichung von Umweltqualitätszielen. Sie können aber, falls Umweltqualitätsziele nicht festgesetzt worden sind, unabhängig hiervon aufgestellt werden. Umwelthandlungsziele können auf verschiedenen Stufen der technisch-ökologischen Wirkungskette ansetzen. Im Produktionssektor betreffen sie Produktionsprozesse oder die Produkte selbst. Sie können auch als Emissionsreduktionsziele (z. B. Stoffreduktionsziele), als ressourcenbezogene Ziele (z. B. sparsamer Verbrauch, Substitution, Schutz von Freiflächen und Naturräumen) und schließlich als konsumbezogene Ziele (z. B. Kauf von umweltgerechten Produkten, umweltgerechter Umgang mit Produkten und umweltorientierte Entsorgung) formuliert werden (vgl. Tz. 74).

Aufgaben und Funktionen von Umweltqualitätszielen

68. Die Aufgaben und Funktionen, die Umweltqualitätsziele erfüllen sollen und damit die Anforderungen, die an sie gestellt werden, haben sich im Zuge der Diskussion durch die neu hinzugetretenen Aspekte verändert beziehungsweise erweitert (vgl. UBA, 1997; SUMMERER, 1996; Öko-Institut, 1995). Umweltqualitätszielen werden die folgenden Teilaufgaben zugesprochen, die zum Teil nur im Zusammenwirken mit Indikatoren gelöst werden können.

Umweltqualitätsziele sollen

- der Bewertung der Umweltsituation dienen,
- zur sachlichen und zeitlichen Prioritätensetzung in der umweltpolitischen Entscheidungsfindung beitragen, insbesondere den Zeithorizont der politischen Aufmerksamkeit über das tagespolitische Geschehen hinaus in Richtung langfristige Strategien erweitern,
- politische Entscheidungen bzw. Abwägungen transparenter und nachvollziehbarer machen,
- politischen Konsens und Akzeptanz für umweltpolitische Ziele schaffen, politische Unterstützung mobilisieren,
- als leicht vermittelbare Begründung für konkrete umweltrechtliche Anforderungen dienen und die (damit einhergehende) Durchführung beschlossener umweltpolitischer Maßnahmen fördern sowie
- eine Erfolgskontrolle von durchgeführten Maßnahmen ermöglichen.

69. Die Notwendigkeit konkreter Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele wird aus politischer Sicht mit dem Argument begründet, daß staatliche Entscheider in der Umweltpolitik auf die Kooperation mit privaten Entscheidern angewiesen sind. Das poli-

tische System ist, dieser Argumentation zufolge, in der heutigen komplexen Gesellschaft aufgrund der vielen beteiligten Akteure bei einer Neuausrichtung und deren Umsetzung mehr denn je auf das Zusammenspiel mit anderen gesellschaftlichen Sektoren angewiesen. „Die Herausforderungen für die verschiedenen gesellschaftlichen Gruppen müssen deshalb in den nächsten Jahren viel klarer und deutlicher erkennbar werden" (BMU, 1996a, S. 1). Eine möglichst breite Diskussion über Umweltqualitätsziele kann die Bevölkerung für diese Ziele mobilisieren und kann auch einschneidende Maßnahmen leichter akzeptabel machen. Vertreter dieser Auffassung gehen davon aus, daß Umweltqualitätsziele in zentralen Handlungsbereichen eher die Chance bieten, zu einem gesellschaftlichen Konsens zu gelangen als eine Vielzahl von Einzeldiskussionen über spezielle Maßnahmen.

70. Aus ökonomischer Sicht werden Umweltqualitätsziele spätestens seit der Einführung des Standard-Preis-Ansatzes (BAUMOL und OATES, 1971) als vielfach notwendige Voraussetzung für den umweltpolitischen Instrumenteneinsatz angesehen beziehungsweise als umweltpolitische Basis für die Durchsetzung von ökonomischen Instrumenten, wie zum Beispiel Zertifikatslösungen, betrachtet (vgl. REHBINDER, 1997, S. 315 f.). Die eigentliche Aufgabe der Zielformulierung wird hingegen an die Politik verwiesen (vgl. SRU, 1994, Tz. 127) bzw. den Ökologen überlassen (BONUS, 1994). Erst in jüngster Zeit sind auch in der ökonomischen Literatur Ansätze zu finden, die die Notwendigkeit der Mitwirkung bei der Zielfindung anmahnen und sich mit dem Beitrag der Ökonomen zur Zielfindung auseinandersetzen (JAKUBOWSKI et al., 1997; BECKER-SOEST und WINK, 1996). Zentrales Thema unter den Ökonomen ist die Frage nach der Eignung des wohlfahrtstheoretischen Instrumentariums der Kosten-Nutzen-Analyse zur Bestimmung von umweltpolitischen Zielen. Kritik an diesem Ansatz besteht unter anderem aufgrund der gravierenden kognitiven Unsicherheiten, die mit der monetären Bewertung von Umweltschäden verbunden sind (u. a. EWERS und RENNINGS, 1996; BONUS, 1994).

71. Die Umsetzung einer nachhaltigen Entwicklung ist nicht nur durch technische Innovationen zu erreichen, sondern auch auf die Veränderung umweltrelevanter Verhaltensmuster angewiesen (vgl. KRUSE-GRAUMANN, 1997, S. 41–43; SRU, 1994, Tz. 271). Dies wurde in der umweltpolitischen Diskussion lange Zeit nicht berücksichtigt. Dementsprechend konzentrierte man sich bei der Lösung von Umweltproblemen vorwiegend auf technische Maßnahmen. Inzwischen hat sich das Verständnis gewandelt. Die „Umweltkrise" wird als eine „Krise" des Verhältnisses des Menschen zu seiner Umwelt verstanden, das sich im Verhalten von Individuen, Gruppen, Staaten usw. manifestiert (KRUSE-GRAUMANN, 1997). Aus dieser Erkenntnis erwächst die Notwendigkeit, umweltpolitische Ziele zu formulieren, die als Signal für notwendige Verhaltensänderungen dienen und durch eine breit angelegte Diskussion zwischen den verschiedenen gesellschaftlichen Akteuren Potentiale für die Erreichung sichtbar werden lassen.

Sachbezug, Zeitbezug und Raumbezug

72. Um den genannten Aufgaben gerecht zu werden, reichen allgemeine Zielformulierungen, wie sie größtenteils im Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 vorliegen, nicht mehr aus. In der neueren Zieldiskussion wird daher die Notwendigkeit gesehen, sachlich, zeitlich und räumlich präzise formulierte Ziele zu setzen.

In bezug auf die sachliche Dimension muß zwischen zwei Aspekten unterschieden werden: dem inhaltlichen und dem der Operationalisierung.

Inhaltlich ist das Themenspektrum seit dem Umweltprogramm von 1971 durch neue Umweltprobleme, wie beispielsweise die Ozonproblematik, zwangsläufig erweitert worden. Ebenso wie bei der Bildung von Indikatoren wird auch bei der Zielformulierung nun verstärkt versucht, schutzübergreifenden Aspekten Rechnung zu tragen und neben stofflichen Belastungen auch Ziele für strukturelle Belastungen zu formulieren. Zudem wird die Funktionalität des Naturhaushaltes stärker in die Betrachtung mit einbezogen, und bei der Zielformulierung werden die einzelnen Funktionen hervorgehoben. In den Zielen des Umweltprogramms waren diese nur implizit vorhanden.

Dort wird auch der zeitliche Aspekt bei der Zielformulierung noch kaum berücksichtigt. Die neue Diskussion um Umweltqualitätsziele versucht, diesem Manko Rechnung zu tragen, indem sie die Zeitdimension stärker in das öffentliche Bewußtsein hebt, um damit die Umweltpolitik zu Reaktionen zu veranlassen (vgl. KÖCK, 1997). Den anerkannten Leitlinien, die die Berücksichtigung der Regenerationsrate von Ressourcen bzw. ihre Substitutionsmöglichkeiten sowie die Orientierung an der Tragekapazität der Ökosysteme und am Schutz der menschlichen Gesundheit fordern, ist die Zeitdimension immanent. Je nach Sachlage ist bei der Formulierung von Umweltqualitätszielen gegebenenfalls der zeitlichen Anpassungsfähigkeit der Umweltgüter an Veränderungen Rechnung zu tragen. Eine besondere Bedeutung besitzt die zeitliche Dimension bei der Formulierung von Umwelthandlungszielen, weil sie die Geschwindigkeit des technischen, wirtschaftlichen und sozialen Wandels festlegt, der Voraussetzung für die Realisierung der entsprechenden Umweltqualitätsziele ist.

Aufgrund der nur allgemein gehaltenen Zielformulierungen im Umweltaktionsprogramm wird diesen auch keine räumliche Bezugsebene zugeordnet. In der neueren Diskussion hingegen wird gefordert, diesen Bezug herzustellen – und wo notwendig – darüber hinaus eine räumliche Differenzierung der Ziele vorzunehmen. Eng mit der räumlichen Dimension verknüpft ist die Frage nach der territorialen Ebene (Staatengemeinschaft, staatliche, regionale und lokale) der Zielformulierung und der Implementation (Tz. 93, 131).

73. Fortschritte in der Wirkungsforschung haben zur Operationalisierung beigetragen. Es ist inzwischen in einigen Bereichen möglich, Schwellenwerte für die Wirkung von Schadstoffen auf die Umwelt zu ermitteln und als kritische Belastungswerte bezie-

hungsweise -niveaus („Critical Loads", „Critical Levels") zur Zielformulierung heranzuziehen (vgl. SRU, 1994, Tz. 183). Derzeit gibt es auch Bestrebungen, dieses Konzept um kritische strukturelle Belastungen „Critical Structural Changes" zu erweitern, zum Beispiel im Gewässerschutz (UBA, 1996a).

74. Nicht nur die Frage nach der Konkretisierung von Umweltqualitätszielen steht im Mittelpunkt der derzeitigen umweltpolitischen Debatte, sondern auch die Frage, welcher Konzeption dabei gefolgt werden sollte. Es stehen sich zwei unterschiedliche Vorgehensweisen gegenüber: Eine generelle „Dematerialisierung", wie es das Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie in die Diskussion eingebracht hat, und eine problemorientierte Herangehensweise. Das erste Konzept setzt bei seiner Zielsetzung am Materialverbrauch an. Es sieht vor, daß die entwickelten Volkswirtschaften eine Reduktion des Materialverbrauchs um den Faktor vier oder zehn vornehmen (WEIZSÄCKER et al., 1995; SCHMIDT-BLEEK, 1993). Durch eine allgemeine Reduktion der Stoffflüsse wird erwartet, daß sich zugleich andere wesentliche Umweltprobleme vermindern oder diese vermieden werden. Der Umweltrat dagegen hält eine direktere Herangehensweise für vorzugswürdig: Mit Handlungszielen im Sinne von Minderungszielen wird möglichst direkt am Umweltqualitätsziel angesetzt. Im Hinblick auf den Energieverbrauch würde das bedeuten, daß die Handlungsziele nicht primär beim Energieverbrauch, sondern wirkungsnah bei den damit verbundenen Emissionen ansetzen.

Diskussion pro und contra Umweltqualitätsziele bzw. Umweltqualitätszielkonzepte

75. Aufgrund der in den siebziger Jahren gemachten Erfahrungen mit der mangelnden Wirksamkeit von Umweltqualitätszielen in umfassenden Planungen ist in weiten Bereichen eine eher skeptische Haltung gegenüber Umweltqualitätszielkonzepten zu beobachten. Die Mängel lagen zum einen in der Komplexität der Zielsysteme sowie in der Starrheit der Ziele und zum anderen in der mangelnden Verknüpfung von Zielen und Maßnahmen, Instrumenten und Verantwortlichen. Aufgrund dieser Erfahrungen halten Kritiker von Umweltqualitätszielen an dem in Deutschland eingesetzten Konzept der einheitlichen Emissionsbegrenzungen fest, das auf den Stand der Technik ausgerichtet ist. Soll die Wirksamkeit von Umweltqualitätszielen erhöht und ihnen eine breite Akzeptanz verschafft werden, muß solchen Mängeln bei der Gestaltung eines Zielkonzepts und eines Verfahrens Rechnung getragen werden.

76. Weitere Vorbehalte gegen eine qualitätsorientierte Strategie auf nationaler Ebene bestehen vor allem auch im Hinblick auf die regionale Umweltsituation, die in Abhängigkeit von dem Belastungszustand und der spezifischen Empfindlichkeit recht unterschiedlich sein kann. Ein gemeinschaftlich oder national ausgerichtetes Konzept führe entweder zu nicht oder nur begrenzt handhabbaren Leerformeln und müßte deshalb regional differenziert werden (HÜBLER, 1995), oder würde bei konkreteren Vorgaben den regional unterschiedlichen Umweltsituationen nicht gerecht. In kaum belasteten Regionen könnten nach dem qualitativen Konzept, sofern es sich um räumlich begrenzte Stoffemissionen handelt, den Verursachern keine Anstrengungen abverlangt werden, während in stark belasteten Regionen strengste Emissionsstandards oder gar Verbote verfügt werden müßten (KÖCK, 1997). Dieser Sachverhalt muß durch die Aufstellung von aufeinander abgestimmten Umweltqualitätszielkonzepten auf unterschiedlichen Ebenen berücksichtigt werden. Entsprechende Aktivitäten auf regionaler bzw. kommunaler Ebene sind bereits zu verzeichnen.

77. Vor allem Defizite im wissenschaftlichen Erkenntnisstand sind es, die Vertreter skeptischer Positionen in ihrer Argumentation anführen. In vielen Bereichen fehlt es an wissenschaftlich fundierten Aussagen, zum einen, weil Ursache-Wirkungsbeziehungen, Steuerregeln und Zusammenhänge von komplexen Ökosystemen oft nur vermutet werden können, zum anderen, weil Kenntnisse über das Wirkungsspektrum von anthropogenen Schadstoffen oder Eingriffen in ihrem Langzeitverhalten fehlen. Der Umgang mit diesen wissenschaftlichen Kenntnislücken bereitet große Schwierigkeiten. Skepsis gegenüber Umweltqualitätszielen gründet in der Befürchtung, daß der daraus resultierende Forschungsaufwand von Politik und Interessengruppen als willkommene Legitimation für weitere Tatenlosigkeit genutzt werden könne. Eine zunächst begrenzte Anwendung von Umweltqualitätszielen unter Berücksichtigung von bestehenden Erkenntnisdefiziten und in Abhängigkeit vom Problem beziehungsweise vom Schadstoff könnte diesen Befürchtungen entgegenwirken und eine Ausrichtung der Umweltpolitik am Leitbild der nachhaltigen Entwicklung fördern. Für anthropogen bedingte Einträge natürlich vorkommender „an sich" ungefährlicher Stoffe, wie etwa Kohlenstoff, Kohlendioxid und Stickstoff usw., die erst durch die Masse Schadwirkungen erzeugen und gefährliche Stoffe, bei denen mit Schwellenwerten gearbeitet werden kann, erscheint die Anwendung einer qualitätsorientierten Strategie zielführend. Bei Stoffen, bei denen kein Schwellenwert existiert, ist dagegen grundsätzlich ein Minimierungskonzept umweltpolitisch sinnvoll (REHBINDER, 1997, S. 322). Die qualitätsorientierte Strategie der Umweltpolitik ist folglich nicht als generelle Absage an Emissionsnormen zu verstehen (SRU, 1994, Tz. 140). Bei strukturellen Belastungen der Umwelt hingegen sind Umweltqualitätsziele die einzige Möglichkeit, ökologische Qualitätsanforderungen zu formulieren, da ein Basisschutz durch eine mittelbezogene Vorsorgepolitik völlig fehlt.

78. Besonders kritisch betrachtet wird die erneute Umorientierung der Umweltpolitik von einer emissions- zu einer immissionsgerichteten Strategie auf europäischer Ebene, da sich sowohl auf dieser als auch auf internationaler Ebene besondere Probleme mit der rechtlichen Verbindlichkeit ergeben. Umweltpolitische Ziele der Gemeinschaft sind zwar für die betroffenen Staaten bindend, die Wahl der Rechtsform bei der Umsetzung dieser Ziele auf nationaler Ebene ist aber offen, da Umweltziele grundsätzlich die Rechte und Pflichten einzelner nicht berücksichtigen und folglich nach EU-Recht keine normative Umsetzung erfordern. Die betroffenen Staaten sind in der Wahl ihrer Mittel frei, das heißt, eine Umsetzung

lediglich in Form politischer oder administrativer Programme auf der Zielebene ist möglich. Bisher sind dieser Politik nur wenig konkrete Ziele entsprungen (vgl. SRU, 1996, Tz. 350).

Integration von Umweltqualitätszielen in das multidimensionale Zielbündel der Nachhaltigkeit

79. Konzentrierte sich die Umwelt(qualitäts)-zieldiskussion vor der Konferenz von Rio de Janeiro auf die Konkretisierung ökologischer Nachhaltigkeit im Sinne einer Festlegung von Belastungsgrenzen der natürlichen Umwelt, steht heute darüber hinaus die Frage nach dem Verhältnis zwischen Umweltqualitätszielen und Nachhaltigkeitszielen im Zentrum der Diskussion. Letztere berücksichtigen über die Umweltaspekte hinaus verstärkt auch ökonomische und soziale Belange. Mit der Erweiterung um die genannten Aspekte im Rahmen der nachhaltigen Entwicklung hat sich die Diskussion über den engen Diskurs wissenschaftlicher Experten hinaus ausgedehnt und verstärkt Eingang in Politik und Wirtschaft gefunden. Bei der aktuellen Diskussion um eine nachhaltige Entwicklung im fünften Jahr nach der Konferenz von Rio de Janeiro werden allerdings nach wie vor, je nach Standpunkt und Wissenschaftsdisziplin, divergierende Konzepte vertreten, die Nachhaltigkeit eher aus ökonomischer, ökologischer oder sozialer Sicht definieren. So sind Zielformulierungen wie die Forderungen nach der Selbstregulierungsfähigkeit von Ökosystemen rein auf die ökologische Betrachtung beschränkt und enthalten noch nicht die notwendige gesellschaftliche Bewertung. Andere Zielformulierungen wie „Erhalt des natürlichen Kapitalstocks" sind dagegen ökonomisch ausgerichtet und mißachten dabei grundlegende ökologische Gegebenheiten (RENNINGS et al., 1996, S. 51). Daran knüpft sich die Frage, wie Umweltqualitätsziele in das multidimensionale Zielbündel der Nachhaltigkeit integriert werden können. Derzeit werden vor allem zwei unterschiedliche Modelle diskutiert: Das *Ein-* und das *Drei-Säulen-Modell*; beide sind ökonomisch geprägt.

80. Das sogenannte *Ein-Säulen-Modell* betont stärker eine strenge Nachhaltigkeit. Demnach ist die natürliche Umwelt (Öko-Realkapital) nur begrenzt durch Humankapital oder den technischen Fortschritt (künstliches Realkapital) substituierbar. Folglich gilt es vor allem, das natürliche Umweltsystem zu erhalten. Entsprechend bildet die Ökonomie ein Subsystem, das „an das endliche und langsam reagierende natürliche Umweltsystem" gekoppelt wird (KLEMMER et al., 1996, S. 305). Auf diese Weise soll eine Mißachtung der als erforderlich angesehenen Umwelt-Mindestbedingungen ausgeschlossen und eine Art Koevolution beider Systeme herbeigeführt werden. Gleichzeitig findet der Gedanke der intergenerativen Verteilungsgerechtigkeit Berücksichtigung. Sowie dieser Ansatz die Nachhaltigkeit stärker in den ökologischen Kontext stellt, werden ausschließlich Umweltqualitätsziele festgelegt. Eine erforderliche Abwägung dieser mit ökonomischen und sozialen Belangen erfolgt erst nach dem Schritt der Festlegung von Umwelthandlungszielen (IFOK, 1997). Der Umweltrat ist der Ansicht, daß auch im Ein-Säulen-Modell bereits bei der Festlegung von Umweltqualitätszielen eine erste Abwägung mit ökonomischen und sozialen Belangen unausweichlich ist (REHBINDER, 1997, S. 321).

81. Das sogenannte *Drei-Säulen-Modell*, (z. B. Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1994) berücksichtigt, daß die nachhaltige Entwicklungsstetigkeit nicht nur durch ökologische, sondern auch durch ökonomische und soziale Risiken bedroht werden kann. Eine Mißachtung der Belastungsgrenzen sowohl des ökologischen als auch des wirtschaftlichen und gesellschaftlichen Systems (Säulen) würde zu einer Überforderung der Systeme führen (KLEMMER et al., 1996). Dieser Ansatz erfordert, neben der Aufstellung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen für den Umweltbereich, parallele Zielformulierungen für die beiden anderen Bereiche. Am Ende des Festlegungsprozesses soll eine ausgewogene Balance der drei Teilziele stehen (IFOK, 1997). Diese Herangehensweise gewährleistet, daß mit der Zielformulierung für den ökonomischen und den sozialen Bereich der einseitige Rechtfertigungsdruck auf seiten der Umweltpolitik verringert wird. Mit der stärkeren Betonung der begrenzten Anpassungsfähigkeit des ökonomischen und sozialen Systems ist aber gleichzeitig die Gefahr verbunden, daß in Zeiten wirtschaftlicher Schwierigkeiten umweltpolitischen Zielen und Maßnahmen ein geringerer Stellenwert beigemessen wird und sie in der Abwägung zurückgedrängt werden. Um einer Mißachtung der Gleichrangigkeit von ökologischen, ökonomischen und sozialen Zielen vorzubeugen, ist klarzustellen, daß zwar grundsätzlich die Perspektiven aller drei Säulen zu berücksichtigen sind und es keine generelle Vorrangigkeit einer Säule geben darf, daß aber dort, wo harte Restriktionen vonnöten sind, keine Freiheitsgrade existieren, die es gestatten, aus sozialen oder wirtschaftlichen Motiven eine Überschreitung der Tragfähigkeit zuzulassen (EWERS und HASSEL, 1996; SRU, 1994, Tz. 9). Allerdings sind auch diese Kriterien der Dauerhaftigkeit nicht ausschließlich naturwissenschaftlich bestimmt, sondern es fließen in hohem Maße Wertvorstellungen darüber ein, was z. B. Bestand haben soll (klimatische Zustände, naturnahe Landschaften).

Verrechtlichung von umweltpolitischen Zielen

82. Ein weiterer wichtiger Aspekt der derzeitigen Debatte ist die Frage nach der Verrechtlichung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen. Bislang sind Umweltqualitätsziele vielfach in allgemeiner Form und Zielbestimmungen, Grundsätze oder Optimierungsgebote in den Umwelt- und Planungsgesetzen enthalten. In konkreterer Form finden sie sich zum Teil als behördenverbindliche Regeln oder programmatische Aussagen exekutivischer Planung. Umwelthandlungsziele sind dagegen in aller Regel nicht verrechtlicht – Ausnahmen sind z. B. die Verwertungsquoten der Verpackungsverordnung –, sondern in exekutivischen Programmen festgelegt (REHBINDER, 1997, S. 317). Der Kommissionsentwurf eines Umweltgesetzbuchs (§ 34) eröffnet die

Möglichkeit der Aufstellung von Zielfestlegungen im Bereich der Vorsorge, das heißt von Umwelthandlungszielen, die der freiwilligen Erfüllung von Anforderungen an Anlagen, Betriebsweisen und Stoffen dienen sollen. Es lassen sich sowohl Gründe für als auch gegen eine Verrechtlichung finden; dabei ist auch nach der geographischen Ebene zu unterscheiden. Überwiegend geht man davon aus, daß jedenfalls gegenwärtig eine Verrechtlichung auf Ausnahmefälle beschränkt sein sollte (REHBINDER, 1997, S. 317).

Fazit

83. Das erneute Wiederaufleben der Diskussion um Umweltqualitätsziele in Deutschland ist unter anderem auf die gegenwärtigen wirtschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen zurückzuführen, die es immer schwieriger machen, die Belange der Umweltpolitik zu vermitteln und notwendige weitere Verschärfungen durchzusetzen. Die Chance, allein mit Hilfe des Emissionsprinzips, das schon im Anfangsstadium der Diskussion auf Maßnahmen und Instrumente ausgerichtet ist, den Anforderungen einer nachhaltigen Entwicklung gerecht zu werden, scheint gering zu sein. In der Diskussion um die Ableitung und Festlegung von Umweltqualitätszielen wird die Möglichkeit gesehen, allgemeine Zustimmung für ein Ziel zu bekommen und möglichst viele Befürworter zu gewinnen, wodurch sich möglicherweise eine frühzeitig zermürbende Instrumentendiskussion mit wenigen Beteiligten erübrigte.

84. Die Diskussion um Umweltqualitätsziele ist seit dem ersten Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 (BT-Drs. VI/2710) um einige Aspekte erweitert worden und ist insbesondere in den letzten Jahren rasch vorangeschritten. Neu in der Diskussion sind nicht nur andere Begrifflichkeiten und Definitionen, sondern die Erweiterung der Funktionen von Umweltqualitätszielen, die deutlichere Herausarbeitung ihrer Wertabhängigkeit, die intensiveren Bemühungen um Konkretisierung bei den sach-, zeit- und räumlichen Bezügen und der Ansatz einer systematischeren Vorgehensweise, mit dem Ziel, ein hierarchisches Konzept prioritärer Themen zu erstellen. Nicht zuletzt hat die Diskussion um Umweltqualitätsziele das Augenmerk auf die Notwendigkeit einer stärkeren Öffnung der Umweltpolitik für andere gesellschaftliche Akteure gelenkt.

1.3.2 Anforderungen an Umweltqualitätszielkonzepte

85. Sollen Umweltqualitätsziele dazu dienen, die in Abschnitt 1.3.1 angeführten Aufgaben und Funktionen zu erfüllen, müssen bestimmte Anforderungen beachtet werden. Der im folgenden vorgestellte Kriterienkatalog lehnt sich weitgehend an das durch die „Arbeitsgemeinschaft Umweltqualitätsziele" des UVP-Fördervereins e. V. (1995) entwickelte Anforderungsprofil für die kommunale Ebene an, das bereits bei der Bewertung von kommunalen Umweltqualitätszielkonzepten Anwendung findet (DICKHAUT, 1996).

Wichtige Kriterien für die Beurteilung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen bzw. Umweltqualitätszielkonzepten sind:

- Themenauswahl und -struktur
- Ableitung und Begründung
- Konkretisierung
- Raumbezug
- Zeitbezug
- Möglichkeiten der Weiterentwicklung
- Beteiligung
- Bezug zu Indikatoren
- Bezug zu Instrumenten
- rechtliche Verbindlichkeit
- Kontrolle der Zielerreichung

Themenauswahl und -struktur

Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele sollten nach Prioritäten ausgewählt werden

86. Die übergeordnete umweltpolitische Zielvorstellung, wie sie sich aus dem Sustainability-Konzept ergibt, ist die globale Erhaltung und Verbesserung der Umweltqualität. Grundsätzlich wäre es folglich notwendig, anzustrebende Umweltqualitäten für alle Umweltbereiche zu formulieren, nicht nur, um unerwünschte Belastungsverschiebungen zwischen den einzelnen Bereichen auszuschließen, sondern auch, um eine systematische und transparente Vorgehensweise bei der Auswahl von Prioritäten zu gewährleisten. Die Voraussetzung für die Formulierung eines solch umfassenden Zielkonzepts wäre jedoch die Kenntnis der Wechselwirkungen zwischen sämtlichen Bereichen der Umwelt. Die Komplexität eines solchen Konzepts und der sich daraus ergebende enorme Informationsbedarf überfordern jedoch nach wie vor die naturwissenschaftliche Analyse (vgl. SRU, 1974, Tz. 33). Insofern sollte man sich aus Sicht des Umweltrates aus pragmatischen Gründen zunächst auf die Erarbeitung einer überschaubaren Anzahl von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen beschränken. Dies gilt für alle räumlichen Ebenen, auf denen solche Ziele festgesetzt werden. Im Laufe der Zeit wird inhaltlich durch mehr Information über Zustände und Wirkungszusammenhänge eine Erweiterung möglich werden (SRU, 1994, Tz. 139).

Auch unter dem Aspekt der Orientierung für die praktische Umweltpolitik ist ein zu umfassendes Konzept ungeeignet. Denn insbesondere unter den gegenwärtigen umweltpolitischen Rahmenbedingungen, die weiterhin durch die Diskussion um den „Wirtschaftsstandort Deutschland" beherrscht werden, liegt das derzeitige Bestreben der umweltpolitischen Entscheidungsträger darin, die Umweltpolitik mittels Umweltqualitätszielen systematischer, vorausschauender und effizienter zu

gestalten, um die vordringlichen Belange der Umweltpolitik in der Konkurrenz mit anderen Belangen besser durchsetzen zu können. Die notwendige Aufgabe besteht somit darin, sich aus dem Blickwinkel dauerhaft umweltgerechter Entwicklung zunächst auf zentrale Belastungssituationen zu konzentrieren.

Umweltqualitätsziele sollten an Umweltzuständen beziehungsweise -belastungssituationen ansetzen

87. Der Umweltrat hält das direkte Ansetzen von Umweltqualitätszielen an Umweltzuständen beziehungsweise -belastungssituationen für vorzugswürdig gegenüber einer Vorgehensweise, die in einem ersten Schritt Themen verursacherorientiert auswählt, wie zum Beispiel Energie oder Mobilität, um dann in einem zweiten Schritt die betroffenen Umweltgüter zu identifizieren und für diese Umweltqualitätsziele zu formulieren und um schließlich in einem weiteren Schritt wieder verursacherbezogene Umwelthandlungsziele abzuleiten.

Umweltqualitätszielkonzepte sollten schutzgutübergreifende Aspekte berücksichtigen

88. Umweltqualitätsziele sollten medien- beziehungsweise schutzgutübergreifende Aspekte und funktionale Wirkungszusammenhänge und -pfade berücksichtigen (siehe dazu auch Ableitung und Begründung). Der Umweltrat hat dies im Umweltgutachten 1994 ausführlich begründet (SRU, 1994, Tz. 109).

Ableitung und Begründung

Umweltqualitätsziele sollten aus dem Leitbild und den Leitlinien der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung abgeleitet werden

89. Umweltqualitätsziele sollten sich an dem Leitbild und den Leitlinien der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung orientieren und durch Umwelthandlungsziele und Umweltstandards weiter operationalisiert werden (UVP-Förderverein, 1995; SRU, 1994, S. 101). Durch diese Vorgehensweise wird einerseits ermöglicht, daß

- einzelne Wertsetzungen besser nachvollzogen werden können und
- hinreichend anspruchsvolle Umweltqualitätsziele formuliert werden (im Gegensatz z. B. zu Zielformulierungen, die am heute technisch Möglichen anknüpfen).

Andererseits wird verhindert, daß

- sich Umwelthandlungsziele verselbständigen und dann möglicherweise übererfüllt werden.

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten vorsorgeorientiert sein

90. Im Umweltgutachten 1994 hat der Umweltrat seine Auffassung begründet, daß der Grundsatz der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung vorsorgeorientiert zu verstehen ist. Dementsprechend müssen anspruchsvolle Umweltqualitätsziele das Vorsorgeprinzip berücksichtigen. Sie sollten sich möglichst von Schutzzielen und Sanierungszielen, die nur der Gefahrenabwehr dienen, unterscheiden. Eine genaue Abgrenzung ist in vielen Fällen jedoch schwierig, da der Übergang zwischen den zugrunde liegenden Begriffen „Gefahr" und „Risiko" fließend ist (REHBINDER, 1988).

In Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele einfließende Wertmaßstäbe sollten offengelegt werden

91. Ebenso wie bei der Setzung von Standards besteht die Aufgabe der Wissenschaftler bei der Zielformulierung in der interdisziplinären Erarbeitung der fachlichen Grundlagen. Diese beinhalten die Beschreibung von Umwelt(belastungs)zuständen (Situationsanalyse), die Prognostizierung von Entwicklungen unter definierten Prämissen (Szenarien) und das Aufzeigen von Wirkungszusammenhängen (SCHEMEL, 1994, S. 40). Der Umweltrat ist sich jedoch bewußt, daß die Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen und die Formulierung eines Zielvorschlags, das heißt, welche Umweltqualität angestrebt und in welchen Schritten sie erreicht werden soll, durch ein enges Ineinandergreifen von deskriptiven Komponenten einerseits und normativen Wertungen und Entscheidungen andererseits bestimmt ist. Insbesondere die Überführung ökologischer Daten und ökologischen Wissens in Handlungsanweisungen (= Umwelthandlungsziele) ist ein normativer Vorgang (vgl. JESSEL, 1996). Die Ableitungen von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen können von Experten folglich nur unter Zugrundelegung bestimmter Prämissen vorgenommen werden. Um die Nachvollziehbarkeit und Diskutierbarkeit der Resultate sicherzustellen, sollte trotz der damit verbundenen Schwierigkeiten offengelegt werden, unter welchen Prämissen bzw. auf Grundlage welcher Wertmaßstäbe ein Zielvorschlag entsteht (SRU, 1996, Tz. 884 f., 917).

Konkretisierung

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten möglichst konkret sein

92. Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele sollten möglichst konkret und im Idealfall sogar quantifiziert sein, damit die Umsetzung des Ziels überprüfbar wird (vgl. Kriterien zum Zeit- und Raumbezug, Tz. 93 f.) und das Ziel eine gewisse Verbindlichkeit erhält. Sind in bestimmten Bereichen keine quantifizierbaren Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele für die nationale Ebene als Bezugsraum zu bestimmen, sind diese so konkret wie möglich zu formulieren. Eine hinreichende Konkretisierung kann jedoch oft erst auf regionaler oder kommunaler Ebene erreicht und fachlich begründet werden. Auf dieser Ebene werden Zielwidersprüche häufig erst sichtbar (DICKHAUT, 1996, S. 52; SRU, 1994, Tz. 157).

Raumbezug

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten den richtigen Raumbezug herstellen

93. Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele, die keinen Raumbezug herstellen, sind nicht vollziehbar. Entscheidend für die räumliche Konkretisierung ist der Wirkungsbereich von umweltbelastenden Eingriffen. Im Sinne des Föderalismusprinzips erscheint es dabei sinnvoll, die räumliche Differenzierung auch einer räumlich dezentralisierten Verantwortung zu überlassen, das heißt, bei überwiegend kleinräumigen Wirkungen umweltbelastender Eingriffe die Kommunen oder Regionen selber über deren Hinnehmbarkeit entscheiden zu lassen.

Zeitbezug

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten auf Realisierungszeiträume bezogen werden

94. Die Forderung nach einem Zeitbezug von umweltpolitischen Zielen hat bei Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen eine je unterschiedliche Funktion. Bei Umweltqualitätszielen kann ein Zeitrahmen ein Mittel sein, um Umweltbelastungen mit der Anpassungsfähigkeit des Umweltgutes abzustimmen (z. B. „nicht mehr als x % zusätzliche Belastung in einem bestimmen Zeitraum"). Andererseits kann ein Zeitrahmen auch eine Konkretisierung von Umwelthandlungszielen darstellen (z. B. „x % Reduktion in einem bestimmten Zeitraum"). Der Anspruch, am Vorsorgeprinzip orientierte Zielsetzungen zu definieren, die weit oberhalb des derzeitigen Zustandes der Umweltsituation liegen, erschwert jedoch die Festlegung bestimmter Zeitspannen und macht die Ableitung von realisierbaren Etappenzielen (Staffelung) für überschaubare Zeiträume notwendig (vgl. Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1997; DICKHAUT, 1996; UBA, 1996a). Um eine Kontrollierbarkeit zu gewährleisten, sollte der Zeitrahmen durch die Angabe eines *Referenzjahrs* als Ausgangspunkt und die eines *Zieljahrs* als Endpunkt abgesteckt werden. Für den Fall, daß sich nur Teilschritte ableiten lassen, empfiehlt der Umweltrat, dies zu kennzeichnen (s. auch UBA, 1996a). Der festzulegende Zeitraum sollte die wissenschaftliche und technische Entwicklung sowie die Umsetzung von Innovationen in die Praxis berücksichtigen.

Möglichkeiten der Weiterentwicklung

Umweltqualitätszielkonzepte sollten revidierbar sein

95. Einerseits fordern Komplexität und begrenztes Wissen über naturwissenschaftliche und sozio-ökonomische Zusammenhänge einen bestimmten Grad an Offenheit beziehungsweise Anpassungsfähigkeit an sich verändernde Bedingungen und neue Erkenntnisse. Umweltqualitätsziele können also nicht einmalig bestimmt werden, sondern müssen in einem iterativen Prozeß weiterentwickelt werden. Andererseits sollen Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele als Instrumente der Umweltpolitik der Orientierung für die wirtschaftliche und gesellschaftliche Entwicklung dienen, um so die Planungssicherheit zu erhöhen. Dies impliziert, daß die aufgestellten Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele eine gewisse Konstanz aufweisen müssen. Die Gestaltung der Ziele bewegt sich daher stets im Spannungsfeld zwischen Konstanz und Korrektur. Folglich stellt sich die Frage, wie die Zielformulierung angelegt sein muß, um die Unsicherheit zu reduzieren und dennoch ein genügendes Maß an Revidierbarkeit aufzuweisen. Ein Patentrezept gibt es sicherlich nicht, so daß nur durch stetige Überprüfung und Fortschreibung versucht werden kann, diesem Spannungsverhältnis Rechnung zu tragen (vgl. Verfahren in Kap. 1.5). Um jedoch eine Mindestplanungssicherheit für die Wirtschaftssubjekte ebenso wie die erforderliche Revidierbarkeit zu gewährleisten, schlägt der Umweltrat vor, das Zielkonzept unter Beibehaltung seiner Grundstruktur alle zehn Jahre zu überprüfen und gegebenenfalls zu revidieren.

Beteiligung

Am Verfahren zur Zielformulierung sollten sowohl Wissenschaftler als auch staatliche Entscheidungsträger und gesellschaftliche Gruppen beteiligt werden

96. Der Umweltrat greift die Forderung nach der Beteiligung von gesellschaftlichen Akteuren aus zwei Gründen auf: Durch die Beachtung eines möglichst großen Meinungsspektrums soll der Entscheidungsprozeß eine Vielzahl von Wertvorstellungen berücksichtigen und möglichst keine Interessen ausschließen (vgl. SRU, 1996, Kap. 4, Tz. 853, 877; MAYNTZ, 1990). Des weiteren erscheint die Forderung nach breiter Beteiligung gesellschaftlicher Akteure sinnvoll, um die formulierten Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele leichter zu vermitteln, Unterstützung zu mobilisieren und entsprechende Maßnahmen durchzusetzen. Unter diesem Aspekt kommt insbesondere der Beteiligung von Verursachern bzw. Verursachergruppen Bedeutung zu. Dennoch ist bei der Beteiligung gesellschaftlicher Akteure auf eine ausgewogene Zusammensetzung zu achten, so daß eine übermäßige Repräsentanz bestimmter Interessen vermieden wird (SRU, 1996, Tz. 849).

97. Obwohl sich auch innerhalb der fachlichen Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen wissenschaftliche und normative Aspekte nicht vollständig trennen lassen, sollte eine weitestmögliche Trennung der wertenden von der sachlichen Ebene im gesamten Verfahren angestrebt werden. Insbesondere die Trennung zwischen wissenschaftlichem und nichtwissenschaftlichem Anteil der Beratung im Verfahrensablauf muß sich in der Art und Weise der Beteiligung von gesellschaftlichen Akteuren widerspiegeln. Deren Beteiligung erfordert, daß der durch Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele beschriebene Sachverhalt für alle am Festlegungsprozeß Beteiligten verständlich und nachvollziehbar sein sollte (ebd., Tz. 873, 884).

Bezug zu Indikatoren

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten in Bezug zu Indikatoren gesetzt werden

98. Eine Voraussetzung für die Umsetzung der Zielbestimmung nachhaltiger Entwicklung in praktische Politik ist die Verfügbarkeit von Indikatoren und deren sinnvolle Verknüpfung mit den Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen (s. Abschn. 1.4.1).

Bezug zu Instrumenten

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten in Bezug zu konkreten Instrumenten gesetzt werden

99. Es ist evident, daß die Zieldiskussion, wenn sie nicht nur akademisch bleiben soll, des Einsatzes sowohl effektiver als auch ökonomisch effizienter Instrumente bedarf. Erst mit der Diskussion über die Auswahl der einzusetzenden Instrumente ergibt sich oft auch die Möglichkeit, Zielalternativen ökonomisch einzuschätzen. Auch ist es wahrscheinlich, daß sich Konflikte vornehmlich bei der Auswahl der einzusetzenden Instrumente abzeichnen. In solchen Fällen können Verträglichkeiten zwischen bestimmten umweltpolitischen Zielen erst auf der Handlungsebene geprüft werden. Infolgedessen muß ein Bezug zu konkreten Instrumenten hergestellt werden.

Verrechtlichung

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten zumindest auf lokaler und regionaler Ebene behördenverbindlich sein

100. Die Frage nach der Verrechtlichung und nach dem Maß der Verbindlichkeit von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen stellt einen zentralen Diskussionspunkt in der derzeitigen Debatte dar (vgl. Tz. 82). Solche Ziele können insbesondere als exekutivische Handlungsprogramme, Signale für Selbstregulierung, behördenverbindliche Handlungsaufträge, Ziele oder Grundsätze des Planungsrechts oder außenwirksame Normen (z. B. Umweltqualitäts- und Umweltverhaltensstandards) festgelegt werden. Eine hohe Verbindlichkeit beschlossener umweltpolitischer Ziele würde zwar durch die politische Legitimation von Rechtsnormen eher die Berücksichtigung der Ziele in Entscheidungsprozessen ermöglichen, doch liefe eine durchgängige Verrechtlichung der notwendigen Flexibilität entgegen. Zudem ließe die Umsetzung von umweltpolitischen Zielen in verbindliche Rechtsnormen die Möglichkeit freiwilliger Lösungen ungenutzt. Auf nationaler Ebene sollten umweltpolitische Ziele grundsätzlich nur politische Festlegungen sein. Die Begründung für die Forderung nach der Aufstellung solcher Ziele liegt nicht so sehr darin, die Umweltpolitik zusätzlich rechtlichen Bedingungen zu unterwerfen, sondern sie inhaltlich zu verbessern und Signale für langfristige Strukturänderungen in Wirtschaft und Gesellschaft zur Verfügung zu stellen (REHBINDER, 1997, S. 317). In geeigneten Fällen, insbesondere auf regionaler und lokaler Ebene, kommt eine Behördenverbindlichkeit in Betracht. Eine Außenverbindlichkeit sollte die Ausnahme bleiben.

Kontrolle der Zielerreichung

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten überprüft werden

101. Anhand von (Umwelt-)Daten und Indikatoren und durch zeitliche Festlegung sollte die Umsetzung der Ziele kontrollierbar sein. Bei Nichterreichung sollte geprüft werden, woran die Umsetzung gescheitert ist. Diese Gründe sollten bei der Fortschreibung der Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele berücksichtigt werden.

1.3.3 Umweltpolitische Ziele: Ansätze und Konzepte

102. Zahlreiche Gremien, Institutionen und Konferenzen auf nationaler, europäischer und internationaler Ebene befassen sich mit der Erarbeitung von umweltpolitischen Zielen, die ihren Niederschlag in Plänen, Programmen und Konventionen finden. Die von den einzelnen Gremien entwickelten Ziele sind sowohl hinsichtlich ihrer Inhalte, ihrer Struktur als auch ihres Konkretisierungsgrades sehr unterschiedlich. In Abhängigkeit vom Auftrag des jeweiligen Gremiums werden Ziele für einzelne Problemfelder (z. B. Treibhauseffekt), für Medien (z. B. Wasser) oder für Ökosysteme (z. B. für die Nord- und Ostsee) formuliert. Seit Ende der achtziger Jahre gibt es in zahlreichen Staaten Bestrebungen, umfassende Bündel konkreter Ziele für Umweltpolitikpläne zu entwikkeln, in denen auch Instrumente und Maßnahmen genannt und die Ziele mit Sektoren und Verursachern verbunden werden. Inzwischen gibt es auch in Deutschland verschiedene Aktivitäten zur Entwicklung von Umweltzielen. Dies betrifft vor allem die nationale Ebene, aber auch vereinzelt die Länderebene sowie die regionale und kommunale Ebene (Lokale Agenda 21). In Tabelle 1.3-2 sind staatliche und wissenschaftliche Institutionen genannt, die sich gegenwärtig in Deutschland mit Umweltzielen beschäftigen beziehungsweise bereits wichtige Vorarbeiten für die Entwicklung von Umweltzielkonzepten geliefert haben.

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele auf internationaler und europäischer Ebene

103. Belebt wurde die Diskussion über Umweltziele sowohl in Deutschland als auch in anderen Staaten durch die Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro und das aus ihr hervorgegangene Aktionsprogramm, die *Agenda 21* (BMU, 1992; vgl. Tz. 63). Insbesondere das Kapitel 8 der Agenda 21 setzt sich mit dem Problem der Integration von Umwelt- und Entwicklungszielen in die Entscheidungsfindung auseinander. Eine Möglichkeit, Umwelt- und Entwicklungsziele in den Mittelpunkt der politischen Entscheidungsfindung zu stellen, wird in einer Anpassung beziehungsweise Umgestaltung der Entscheidungsprozesse gesehen. Die Regierungen der Mitglied-

Tabelle 1.3-2

Gegenwärtige Aktivitäten zur umweltpolitischen Zielformulierung auf Bundesebene in Deutschland

Konzepte/Studien	staatliche und wissenschaftliche Institutionen	Jahr
• BMU-Konzept „Schritte zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“	Bundesumweltministerium	1996
• „Schritte zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland“ – Bericht der Arbeitskreise	Bundesumweltministerium	1997
• Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz	Umweltbundesamt	1996
• Nachhaltiges Deutschland	Umweltbundesamt	1997
• Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltigen zukunftsvertäglichen Entwicklung (Zwischenbericht)	Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des 13. Bundestages	1997
• Zukunftsfähiges Deutschland	Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie	1995
• Umweltziele statt Last Minute-Umweltschutz	Öko-Institut	1995

SRU/UG '98/Tab. 1.3-2

staaten werden in der Agenda 21 aufgefordert, in Zusammenarbeit mit allen für den Prozeß relevanten Gruppen neue Dialogformen zu entwickeln. Als Rahmen für die Integration der Umweltaspekte sollen Pläne sowie Gesamt- und Einzelziele dienen. Die Planungskonzepte sollen dabei flexibel sein, die Berücksichtigung „multipler“ Ziele erlauben und die Anpassung an sich verändernde Bedürfnisse ermöglichen.

104. Die Agenda 21 selbst (Agenda 21, Teil 2, Kap. 9–22) stellt eine Fülle von Umweltzielen für die Bereiche Schutz der Erdatmosphäre, Verhütung des Abbaus der Ozonschicht, grenzüberschreitende Luftverunreinigung, Bodenressourcen, Entwaldung, empfindliche Ökosysteme, Landwirtschaft, biologische Vielfalt, Schutz der Meere und Küsten sowie Schutz der Süßwasserressourcen, toxische Chemikalien und Abfall auf. In jedem dieser Bereiche werden Ziele formuliert und mit entsprechenden Maßnahmen und Instrumenten versehen. Entsprechend geht die Agenda 21 im ersten Teil für soziale und wirtschaftliche Belange vor.

Die in den verschiedenen Bereichen aufgestellten Ziele sind allgemein gehaltene umweltpolitische Absichtserklärungen ohne Zeitbezug. Obwohl der Agenda 21 höchste politische Verbindlichkeit beigemessen wird, fehlen Verpflichtungen zur Umsetzung der Ziele. Ausschlaggebend für die politischen Entscheidungsträger auf europäischer und nationaler Ebene sind vor allem die anläßlich der Konferenz der Vereinten Nationen und anderer Konferenzen zustande gekommenen Konventionen und die darin enthaltenen umweltpolitischen Ziele. Wirkung auf nationaler Ebene haben vor allem das Montrealer Protokoll und seine fortlaufenden Verschärfungen gezeigt. Auch die Klimarahmenkonvention, deren Ziel eine Reduzierung der Treibhausgaskonzentrationen in der Atmosphäre ist, hat im Rahmen des nationalen Klimaschutzprogramms der Bundesregierung zur Festlegung eines CO_2-Reduktionsziels beigetragen, obwohl die Konvention bislang noch weitgehend unbestimmt geblieben ist (vgl. Tz. 37, 388 ff.).

105. Einen weiteren Beitrag zur Zielediskussion leistete auf europäischer Ebene das *5. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaften (EAP)* „Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung“ (1993–1998). Im Gegensatz zu früheren Aktionsprogrammen werden im 5. Aktionsprogramm die Ziele nicht mehr für einzelne Umweltmedien, sondern für Themenfelder festgelegt. Das Programm befaßt sich mit den – in bezug auf eine nachhaltige Entwicklung – besonders schwerwiegenden Umweltproblemen und den sie verursachenden Akteuren und Sektoren, die folglich auch zur Erreichung der Zielsetzungen beitragen müssen (vgl. Tab. 1.3-3). Es werden sowohl Ziele formuliert, als auch Instrumente und Maßnahmen zu deren Umsetzung genannt; ebenso werden Zeitpläne aufgestellt, anhand derer die Zielerreichung überprüft werden kann (EG, 1992). Im 5. Umweltaktionsprogramm werden übergeordnete *langfristige* Ziele („objectives“) angegeben, die als Leitlinien für eine nachhaltige Entwicklung fungieren sollen. Diese sind aufgrund des begrenzten Erkenntnisstandes und des Fehlens von Parametern für Nachhaltigkeit im allgemeinen quali-

tativer Natur. Eine andere Kategorie von Zielen stellen die sogenannten „targets" dar. Dies sind konkretere Zielsetzungen, teilweise sogar quantitative Ziele, die mittelfristig, das heißt bis zum Jahr 2000, erreicht werden sollen. Die Ziele orientieren sich an den EU-weit akzeptierten Prämissen wie dem Vorsorge-, dem Verursacher- und dem Kooperationsprinzip.

Den ausgewählten Umweltthemen werden fünf Verursacherbereiche zugeordnet: die Industrie, der Energie- und Transportsektor, die Land- und Forstwirtschaft und schließlich die Tourismusbranche (EG, 1992, S. 41).

106. Die für die einzelnen Teilbereiche genannten konkreteren Ziele (targets) sind unterschiedlicher Art; es handelt sich entweder um schadstoff- und produktbezogene Reduktionsziele, Grenzwertvorgaben oder nichtstoffliche Ziele (Öko-Institut, 1995). Quantitative Ziele finden sich vor allem in den Bereichen Klima und Versauerung, einige wenige auch im Bereich Abfallwirtschaft. Für die Problemfelder Natur- und Artenschutz, Wasserwirtschaft und Küstengebiete liegen nur qualitative Zielformulierungen vor. Bei der Begründung der stoffrelevanten Reduktionsziele wird Bezug auf die übergeordneten Leitlinien von „sustainable development" genommen: Es sollen Belastungen vermieden werden, die über die natürliche Aufnahmefähigkeit der Umwelt hinausgehen. Für die angeführten Ziele werden teilweise Maßnahmen, etwa im Bereich Versauerung, oder Instrumente benannt, wie z. B. im Bereich Natur- und Artenschutz die Habitat-Richtlinie (EG, 1992, S. 53, Tab. 10). Aufgrund der Erkenntnis, daß die Umsetzung von umweltpolitischen Zielen stark von der Auswahl der Instrumente abhängt, wird im Aktionsprogramm die Notwendigkeit einer Erweiterung der Instrumentenpalette betont. Neben der Weiterentwicklung des Ordnungsrechts sind vor allem finanzielle Hilfen, marktorientierte Instrumente und die Verbesserung der umweltbezogenen Information vorgesehen (vgl. SRU, 1994, Tz. 579). In allen angesprochenen Bereichen wird entweder ein Bezug zu Akteuren und/oder Sektoren hergestellt. Bei der Zielformulierung für die Verursacherbereiche liegen überwiegend beschreibende Zieldarstellungen ohne quantifizierte Reduktionsziele vor. Eine Ausnahme bildet der Energiesektor mit der Zielsetzung „Stabilisierung der CO_2-Emissionen bis zum Jahr 2000 auf den Stand von 1990". Die Ziele des 5. Umweltaktionsprogramms sind politische Willenserklärungen ohne rechtliche Außenwirkung (SRU, 1994, Tz. 578). Die Mittel zur Zielerreichung sind entweder Maßnahmen der Gemeinschaftsebene oder sind, dem Subsidiaritätsprinzip entsprechend, der Auswahl der Mitgliedstaaten überlassen (SRU, 1996, Tz. 59).

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele in nationalen Umweltberichten, -programmen und -politikplänen

107. Die Diskussion über Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele hat in zahlreichen Ländern zu einer nationalen Umweltplanung geführt. Dabei ist nationale Umweltplanung jedoch ein sehr unscharfer Begriff. Gleichwohl vereinzelt bereits in den achtziger Jahren angeregt – etwa durch den Brundtland-Bericht von 1987 (WCED, 1987) –, sind nationale Umweltberichte, Schutzstrategien, Politik- oder Aktionspläne doch erst nach der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro in größerem Umfang erarbeitet und veröffentlicht worden. Dazu beigetragen hat vor allem die Agenda 21, die von den Nationalstaaten eine auf nachhaltige Entwicklung ausgerichtete Strategie fordert: „Diese Strategie soll sich auf die verschiedenen sektoralen wirtschafts-, sozial- und umweltpolitischen Leitlinien und Planungen eines Landes stützen und sie in Einklang bringen. Die im Rahmen gegenwärtiger Planungsaufgaben wie etwa die der Konferenz vorzulegenden Berichte, nationalen Naturschutzstrategien und Umweltaktionspläne gewonnenen Erfahrungen sollen umfassend genutzt und in eine von der Länderebene aus gesteuerte Nachhaltigkeitsdebatte eingebunden werden" (BMU, 1992, S. 60).

Was im einzelnen unter Umweltplanung, Umweltschutzstrategie oder Umweltaktionsplan zu verstehen ist, wird jedoch dort nicht weiter ausgeführt. Trotzdem können durch einige Merkmale Umweltplanungen in ihren Grundvoraussetzungen umrissen werden, so etwa durch eine konsensuale Zielbildung und Partizipation, durch intersektorale Integration und durch eine Verursacherorientierung (SANDHÖVEL, 1997; JÄNICKE und JÖRGENS, 1996).

Über diese Elemente hinaus existiert allerdings keine einheitliche Vorgabe für eine nationale Umweltplanung, so daß sich eine Vielzahl ganz unterschiedlicher Pläne, Programme und Aktionspläne herausgebildet hat, die zudem in Industrieländern einerseits und Entwicklungs- und Schwellenländern andererseits ganz verschiedene Funktionen erfüllen. Zielen die Strategien in den Industrieländern in erster Linie auf die Integration von Umweltbelangen in die Entscheidungsprozesse anderer wesentlicher Politikbereiche ab, so steht bei den Plänen der Entwicklungs- und Schwellenländer die Stärkung umweltpolitischer Kapazitäten durch die Schaffung eigenständiger Umweltverwaltungen und -institutionen im Vordergrund. Im letzten Fall hat immerhin die Weltbank 1992 verbindliche Charakteristika für die Entwicklung von Umweltaktionsplänen festgelegt.

108. Will man die Vielzahl der nationalen Umweltpläne vergleichen und Stärken beziehungsweise Defizite herausarbeiten, schlagen JÄNICKE und JÖRGENS (1996), die die bislang einzige umfassende Analyse zur umweltpolitischen Planung für die Industrienationen vorgenommen haben, drei Kategorien zur Beurteilung vor: Genauigkeit und Relevanz der Umweltziele, Grad der Partizipation und Integration des Planungsprozesses sowie Grad der Institutionalisierung der Umweltplanung. Zu diesem Zweck haben sie vierzehn Umweltpläne in Industrieländern untereinander verglichen.

Genauigkeit und Relevanz der Ziele: Gemeint ist die Zielqualität, d. h. das Vorhandensein konkreter quantitativer Ziele. Die Mehrzahl der untersuchten Pläne verzichtet weitgehend darauf beziehungsweise

enthält nur wenige konkrete, quantitative Vorgaben und formuliert statt dessen eher allgemeine Ziele. Zudem sind die wenigen konkreten Ziele zumeist die aus internationalen Abkommen und Verträgen übernommenen Verpflichtungen im Bereich grenzüberschreitender und globaler Umweltprobleme. Eine Ausnahme bilden hier die Umweltpläne der Niederlande und Südkoreas, die sehr weitreichende und konkrete Vorgaben und auch Maßnahmen enthalten. Daß ein Verzicht auf konkrete Zielvorgaben mitnichten bedeutet, diese auf unterer Ebene zu konkretisieren, sondern vielmehr damit der Prozeß der Zielformulierung beendet scheint, zeigt das Beispiel des österreichischen Politikplans.

Integration des Planungsprozesses und Grad der Partizipation: Die Koordination des Planungsprozesses meint vor allem die Koordination innerhalb des politisch-administrativen Systems. In der Mehrzahl der Fälle ist das Umweltministerium federführende Behörde; die Zusammenarbeit mit anderen Ministerien gestaltet sich in einigen Fällen sehr weitreichend (Großbritannien, Niederlande, Schweiz). Da gegen Widerstände anderer betroffener Ministerien Umweltpläne wohl kaum umzusetzen sein dürften, ist dieser Punkt von zentraler Bedeutung für die Erfolgschancen bei der Umsetzung und wird im Planungsprozeß deshalb auch stets besonders betont. Im Gegensatz dazu läßt sich für den Grad der Partizipation kein einheitliches Vorgehen feststellen. Weitreichende und frühzeitige Beteiligungen gesellschaftlicher Gruppen in der Planerstellung, wie etwa in den Niederlanden, Österreich und Großbritannien, stehen Verfahren entgegen, die diese Gruppen erst in einer sehr späten Phase der Planerstellung (wie in Kanada) oder gar nicht (wie in Südkorea) beteiligen. Gerade das partizipative Element bei der Umweltplanung, wie es auch in der Agenda 21 angesprochen ist, unterscheidet die Verfahren somit deutlich voneinander.

Grad der Institutionalisierung der Umweltplanung: Angesprochen sind hier die gesetzliche Basis des Umweltplans, Berichts- und Evaluationspflichten sowie eigens zur Umweltplanung eingerichtete Institutionen. Letztere sind die Ausnahme – lediglich in Großbritannien, Südkorea, Finnland und Kanada finden sich solche Einrichtungen, deren Kompetenzen zudem oft sehr eingeschränkt sind. Nur in Ausnahmefällen ist auch eine gesetzliche oder parlamentarische Grundlage für die Umweltplanung nachzuweisen. Lediglich für die Umweltpläne Japans, Südkoreas, Neuseelands, Portugals und der Niederlande gilt dies. Das Beispiel Portugals zeigt jedoch, daß eine solche Grundlage keine Auswirkung auf die Qualität des Planes und der Umsetzung haben muß, sondern dies vielmehr von ganz anderen Faktoren abhängt (CARIUS, 1996; SOROMENHO-MARQUES und CARIUS, 1996). Wesentlicher für eine Beurteilung sind die Berichtspflichten und eine Evaluation des Planes, wie sie auch in den meisten Ländern vorgesehen sind. Unterschiede ergeben sich vor allem in der Qualität der Berichte, sowohl in der zeitlichen Abfolge als auch in der Möglichkeit der Revision, und auch in der Integration in andere Berichte. Positives Beispiel ist hier der britische Umweltplan, der einen nationalen Jahresbericht sowie Umweltkapitel in den jährlichen Berichten anderer Ministerien vorsieht.

109. Insgesamt lassen sich aus dem Vergleich nationaler Umweltplanung in den Industrieländern eindeutige Defizite ausmachen:

- Es mangelt aufgrund wenig konkreter Zielvorgaben und Maßnahmen an der Zielqualität; Umsetzungsdefizite werden hier angelegt. Je nach Problemstruktur muß geprüft werden, wie präzise die Ziele in einem Politikplan sinnvollerweise formuliert werden sollten (vgl. Tz. 58).
- Die Beteiligung gesellschaftlicher Gruppen ist oft gering; eine Stärkung des partizipativen Elements wäre notwendig, um den Plan auch gesellschaftlich zu verankern.
- Gerade bei der Umsetzung der Pläne macht sich eine fehlende Integration von Ressorts mit hoher Verursacherkomponente negativ bemerkbar. Daher erscheint die Beteiligung anderer betroffener Ministerien oder Politikbereiche wichtig, doch sollte eine Integration nicht nur auf die Planerstellung beschränkt bleiben. Wünschenswert wäre auch eine Berichtspflicht dieser Ressorts nach britischem Vorbild.
- Obwohl für eine erfolgreiche Absicherung des Planungsprozesses qualitativ hochwertige Fortschreibungen der Pläne und Berichtspflichten sowie eine Evaluation wesentlich sind, mangelt es vielfach an ihnen.
- Vielfach enthalten die Pläne nur eine unzulängliche wissenschaftliche Basis umweltpolitischer Forderungen. Die starke Beteiligung wissenschaftlichen Sachverstandes an der Planerstellung (wie in Österreich oder den Niederlanden) ist jedoch ein wichtiger Faktor, der sich offenkundig auch unter Akzeptanzgesichtspunkten positiv auswirkt. Diesen Sachverstand gilt es zukünftig stärker zu berücksichtigen.

110. Nicht angesprochen ist damit die Ebene der Implementation, das heißt der Umsetzung der festgelegten Maßnahmen. Hier liegen bislang kaum Erfahrungen vor, inwieweit Umweltplanung positive Auswirkungen auf eine wirkungsvollere Umsetzung der Ziele im politischen Prozeß hat. So rücken gegenwärtig eher die mit der Erstellung eines Umweltplanes verknüpften Chancen gesellschaftlicher und politischer Willensbildung in den Vordergrund – ein gesellschaftlicher und politischer Lernprozeß, der institutionelle Änderungen einschließt und letztlich auf ein neues Verständnis von Umweltproblemen hinauslaufen soll. Langfristeffekte können aber auch hier noch nicht evaluiert werden (JÄNICKE und JÖRGENS, 1996; FISCHER-KOWALSKI, 1995, S. 68).

Der Umweltrat betont jedoch, daß – so hilfreich die positiven gesellschaftlichen Lernerfolge sein mögen – der eigentliche Erfolg in der Umsetzung konkreter Maßnahmen liegen wird, ohne die die anvisierten Ziele nicht zu erreichen sein werden. Dazu werden allerdings erhebliche Anstrengungen notwendig sein.

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele auf Bundesebene in Deutschland

111. Derzeit gibt es Bestrebungen, die Formulierung von umweltpolitischen Zielen für Deutschland systematischer anzugehen. Im *Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit* wurde Anfang 1996 eine Projektgruppe „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland" eingerichtet, deren Auftrag es ist, Schritte zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland zu erarbeiten. Zu diesem Zweck sollen Ziele einer mittelfristigen Umweltpolitik definiert werden. Erstes Ergebnis dieser Gruppe ist das sogenannte „Schritte"-Papier des BMU (BMU, 1996b), in dem ein Bündel von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen präsentiert wird. Umweltqualitätsziele charakterisieren in diesem Kontext den Zustand der Umwelt, der für die Zukunft angestrebt wird, während Umwelthandlungsziele die konkreten Schritte beschreiben, die zur Bewältigung dieser Probleme für notwendig gehalten werden. Grundlage für die Formulierung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen ist die Orientierung am Vorsorgeprinzip. Als weiteres Anforderungskriterium bei der Zielformulierung wird „hinreichende Flexibilität" genannt. Diese soll das Aufgreifen von neuen Erkenntnissen gewährleisten und damit Zielkorrekturen und -ergänzungen ermöglichen. Die Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen erfolgt in den Bereichen, die am weitesten vom „Pfad der nachhaltigen Entwicklung" abweichen (BMU, 1996 b).

Die für die Zielformulierung allgemein praktizierte Aufteilung der Umwelt erfolgt im wesentlichen nach Schutzgütern; die Ziele selbst werden teils problem-, teils schutzgutorientiert entwickelt. Prioritär werden die folgenden sechs Bereiche behandelt: Schutz des Klimas und der Ozonschicht, Schutz des Naturhaushalts, Schonung der Ressourcen, Schutz der menschlichen Gesundheit, Verwirklichung einer umweltschonenden Mobilität sowie Verankerung einer Umweltethik. Insgesamt ergibt sich ein Satz von zwanzig Umweltqualitätszielen und hundert Umwelthandlungszielen. Die formulierten Ziele sind sehr allgemein gehalten und bis auf einige wenige Umwelthandlungsziele (Emissionsreduktion von Kohlendioxid, Stickstoffoxiden und leichtflüchtigen Kohlenwasserstoffen) rein qualitativer Natur, also ohne Angabe eines Maßes, eines Referenz- oder eines Bezugsjahres. Als konkrete Reduktionsziele werden vor allem die im Bereich Klimaschutz ohnehin auf internationaler Ebene in der Klimarahmenkonvention, auf EU-Ebene in der Klimaschutzstrategie und national im Klimaschutzprogramm der Bundesregierung vorhandenen Ziele genannt. Die Umwelthandlungsziele werden ohne Bezug zu umweltpolitischen Instrumenten (Instrumenten-offen) und weitgehend ohne Zielgruppenbezug entwickelt. Das heißt, ein Bezug zu potentiellen Akteuren (Verursachern) durch Differenzierung der Ziele für Sektoren und Branchen wird weitgehend vermieden beziehungsweise nur in wenigen Bereichen hergestellt. Aufgrund der komplexen Materie soll das jeweils „problemadäquate Instrument beziehungsweise der adäquate Instrumentenmix" gewählt werden, der aus ordnungsrechtlichen und wirtschaftlichen Instrumenten bestehen kann. Eine Ableitung von Maßnahmen auf der Grundlage der Ziele wird in Form von sogenannten Handlungsansätzen gegeben (BMU, 1996b).

112. Neben den ausgewählten Themenfeldern, für die Umweltziele formuliert werden sollen, ist der eigentliche Prozeß der Zielableitung und -festlegung von großer Bedeutung. Gemäß dem „Schritte"-Papier kann die Formulierung von Zielen nur als gemeinsame Anstrengung aller gesellschaftlicher Gruppen erfolgen. Das „Schritte"-Papier war daher als Grundlage für einen zunächst auf ein Jahr befristeten Diskussionsprozeß konzipiert, zu dem das BMU relevante gesellschaftliche Akteure eingeladen und entsprechend den sechs Schwerpunktthemen des Papiers Arbeitskreise gebildet hat. Neben der Formulierung von Zielen sollten die von den einzelnen Akteuren zu erbringenden Beiträge zu ihrer Erreichung herausgearbeitet werden. Im Juni 1997 wurde durch das BMU eine erste Zwischenbilanz vorgelegt (BMU, 1997a). Für die sechs Themenbereiche wurde die Ausgangslage (Ist-Situation) beschrieben und in vielen Fällen auch allgemeine Anforderungen an die Qualität festgelegt. In den meisten Fällen haben die im ursprünglichen „Schritte"-Papier des BMU vorgestellten allgemeinen Zielbeschreibungen eine inhaltliche Erweiterung und Präzisierung erfahren. Eine Konkretisierung im Sinne einer Quantifizierung auf nationaler Ebene hat jedoch kaum stattgefunden. Zu den Zielen sind Maßnahmenkataloge erarbeitet worden, in denen sich, obwohl zahlreiche strittige Punkte von vorneherein ausgeklammert wurden, sehr deutlich die Dissense innerhalb der Arbeitskreise zeigen.

Es ist vorgesehen, auf der Basis der Ergebnisse ein Schwerpunktprogramm für die Umweltpolitik der nächsten Jahre zu entwickeln. Dieses soll wiederum in den gesellschaftlichen Gruppen zur Diskussion gestellt werden.

113. Im *Umweltbundesamt* befassen sich derzeit verschiedene Fachbereiche unter unterschiedlichen Gesichtspunkten (z. B. Umweltqualität und Biodiversität, Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung, Qualitätsziele im Gewässer- und Lärmschutz, ökologische Umweltbeobachtung, Ökosystemforschung und Stoffstrommanagement) mit Umweltzielen. Wesentliche Grundlagen für die gegenwärtigen Arbeiten im UBA entstanden bereits 1994 durch die Studie „Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards", mittels derer eine Bestandsaufnahme der bis 1994 erarbeiteten Umweltqualitätsziele vorgelegt wurde (UBA, 1994). Die Studie bezieht sich vor allem auf wirkungsseitig abgesicherte Umweltqualitätsziele und beinhaltet darüber hinaus Erläuterungen zum methodischen Vorgehen bei deren Konkretisierung. In der Stellungnahme für eine nichtöffentliche Anhörung der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages zum Thema „Nachhaltig zukunftsverträgliche Entwicklung: Umweltqualitätsziele und Umweltziele – Diskussionsstand und Perspektiven" am 4. und 5. Oktober 1995 hat das UBA seine Begriffe für Umweltqualitäts- und Umwelt-

handlungsziele neu definiert und voneinander abgegrenzt (UBA, 1995a; vgl. Tz. 65, 179). Danach beschreiben *Umweltqualitätsziele* einen „angestrebten Zustand der Umwelt oder bestimmter Umweltkompartimente. Sie enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch gesellschaftlich-ethische Elemente und werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt bestimmt" (UBA, 1996b). Umweltqualitätsziele werden vom Umweltbundesamt weiter in Umweltqualitätsziele im engeren und im weiteren Sinne differenziert. Erstere „basieren auf wissenschaftlichen Erkenntnissen und haben stets einen konkreten räumlichen und zeitlichen Bezug". Umweltqualitätsziele im weiteren Sinne beschreiben demgegenüber umfassende Qualitätsvorstellungen über den Zustand bestimmter Bereiche (z. B. Klima). *Umwelthandlungsziele* geben die Schritte an, die notwendig sind, um die in den Umweltqualitätszielen beschriebenen Zustände der Umwelt zu erreichen. Bei Umwelthandlungszielen handelt es sich um die Formulierung quantifizierter und meßbarer oder anderweitig überprüfbarer Ziele, die sich an verschiedenen Belastungsfaktoren („pressures") orientieren, die durch menschliche Aktivitäten („driving forces") entstehen und Gesamtvorgaben für notwendige Entlastungen beziehungsweise Belastungsminderungen („responses") enthalten.

114. In der Abteilung Wasser des UBA ist ein Sachstandsbericht über *„Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz"* (UBA, 1996a) verfaßt worden *(„Sachstandsbericht Wasser")*. In diesem werden Definitionen, Inhalte und Funktionen von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen im Gewässerschutz gegeben und die vorhandenen Ziele dargestellt. Aufgrund des im deutschen Wasserrecht verankerten Vorsorgeprinzips, das den Schutz vor „vermeidbaren" Beeinträchtigungen und nicht nur vor „schädlichen" fordert, befürwortet die Studie die Entwicklung von Umweltqualitätszielen vor allem für Problemstoffe, die trotz Maßnahmen an der Quelle zu unerwünschten Konzentrationen in der Umwelt führen. Der Qualitätszielansatz wird grundsätzlich als hilfreich bei Nährstoffen und sauren Niederschlägen angesehen, auch wenn sich in einigen Fällen Schwierigkeiten in der Praxis bei der Festlegung der zu erreichenden Gewässerqualität anhand quantifizierter Parameter zeigen, so zum Beispiel im Meeresschutz. Um dennoch Verbesserungen des Zustandes zu erreichen, werden eintragsmengenbezogene Umwelthandlungsziele bestimmt (UBA, 1996a und 1995a, S. 157). Neben den Begriffen über Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele verwendet die Studie den Terminus *Zielvorgaben* („water quality targets"), der durch die Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) geprägt wurde. Zielvorgaben sind gemäß der in der Studie des Umweltbundesamtes verwendeten Definition „Qualitätsziele ohne verbindlichen Charakter, die den Anforderungen der Nachhaltigkeit eher gerecht werden als Qualitätsziele", da sie ein langfristig zu erreichendes Schutzniveau anstreben, das einem anthropogen weitgehend unbeeinflußten Zustand entspricht (UBA, 1996a, S. 7). Der Begriff Zielvorgabe wird synonym zum Begriff des „nachhaltigen Umweltqualitätsziels" verwendet.

115. Für die Koordination der Konzeption von Umweltzielen für eine nachhaltige Entwicklung ist im Umweltbundesamt die Arbeitsgruppe „Agenda 21 – Nachhaltige Entwicklung" zuständig, die 1995 eingerichtet wurde und sich aus Mitgliedern aller fünf Fachbereiche zusammensetzt. Sie begleitet zum einen die Arbeit „Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltigen zukunftsverträglichen Entwicklung" der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", für die sie eine Aufstellung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen in neunzehn ausgewählten Themenbereichen erarbeitet hat (s. Tab. 1.3-3). In dieser Aufstellung werden politisch und fachlich allgemein akzeptierte, das heißt bereits in der internationalen und nationalen Rechtsetzung oder in verbindlichen Vereinbarungen festgelegte Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele aufgelistet (UBA, 1996c). Zum anderen hat sie eine Studie mit dem Titel *„Nachhaltiges Deutschland"*, im weiteren als Nachhaltigkeitsstudie bezeichnet, erarbeitet (UBA, 1997). Im Rahmen dieser Studie werden – wenn auch nicht schwerpunktmäßig –, ausgehend vom Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung, auch Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele erarbeitet. Einige der Umwelthandlungsziele sind quantifiziert und mit einem Zeithorizont versehen. Die Studie konzentriert sich auf Schlüsselbereiche für eine nachhaltige Entwicklung wie Energie, Mobilität, Nahrungsmittelproduktion, Stoffströme und Konsum. Um die Themenbereiche auf ihre Nachhaltigkeit zu prüfen, ihre möglichen Entwicklungen in der Zukunft zu beschreiben und Gestaltungsspielräume aufzuzeigen, arbeitet die Studie mit drei verschiedenen Szenarien, die im allgemeinen auf das Jahr 2010 bezogen sind. In diesem Zusammenhang werden auch die zur Zielerreichung notwendigen Maßnahmen und Instrumente dargestellt.

116. Mehrere *Enquete-Kommissionen* des Deutschen Bundestages haben sich in der Vergangenheit im Rahmen von unterschiedlichen Aufgabenstellungen mit Umweltzielen befaßt (Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre", 1992; Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre", 1990, 1989), an deren Ergebnisse die derzeit berufene Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" mit dem Bericht „Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltigen zukunftsverträglichen Entwicklung" inhaltlich anknüpft (1997). Die Enquete-Komission geht davon aus, daß transparente und verbindliche umweltpolitische Ziele und die Benennung von Verantwortlichkeiten Innovationsanreize und höhere Investitionssicherheit schaffen. Informations- und Kommunikationsprozesse, die sich als wichtige Erfolgs- und Innovationsbedingungen für den Umweltschutz erwiesen hätten, würden so intensiviert. Damit seien nationale Nachhaltigkeitsstrategien besser geeignet als die bisherigen Steuerungskonzepte der Umweltpolitik (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1997, S. 28).

Bei der Zielformulierung hat sich die Enquete-Kommission für den ökologischen Zugang zur Nachhaltigkeitsdiskussion entschieden; damit steht gemäß der der Enquete-Kommission eigenen Kategorisie-

Tabelle 1.3-3

Themenfelder für die Zielformulierung des

Programm/ Akteure	5. Umweltaktions- programm der EU	BMU („Schritte-Papier")	UBA (Nachhaltigkeitsstudie)
Einteilung	problem-, schutz- und verursacherorientiert	1-4 schutzgutorientiert	an Grunddaseins- funktionen orientiert
Themenfelder	1. Klimaveränderung 2. Versauerung und Luftqualität 3. Natur- und Artenschutz 4. Wasserwirtschaft 5. städtische Umwelt 6. Küstengebiete 7. Abfallwirtschaft 1. Industrie 2. Energie 3. Verkehr 4. Landwirtschaft 5. Tourismus	1. Schutz des Klimas und der Ozonschicht 2. Schutz des Naturhaushalts • Luftreinhaltung • Gewässerschutz • Boden • Tier- und Pflanzenwelt • Biologische Vielfalt 3. Schonung der Ressourcen 4. Schutz der menschlichen Gesundheit 5. Verwirklichung einer umweltschonenden Mobilität 6. Verankerung einer Umweltethik	1. Energienutzung 2. Mobilität 3. Nahrungsmittel-produktion 4. Stoffstrom-management 5. Konsum

SRU/UG '98/ Tab. 1.3-3

rung die Entwicklung von Umweltzielen, Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen im Vordergrund. Alle drei Kategorien sind am Leitbild der nachhaltigen Entwicklung und am Nachhaltigkeitsziel der Erhaltung der Funktionsfähigkeit des natürlichen Realkapitals orientiert, wobei Umweltziele die erste Operationalisierungsstufe darstellen. Es folgen die *Umweltqualitätsziele,* die, ausgehend von einem identifizierten ökologischen Problembereich, die angestrebten Zustände oder Eigenschaften der Umwelt, bezogen auf Systeme, Medien oder Objekte beschreiben. Sie streben eine Erhaltung oder Veränderung konkreter Eigenschaften oder Zustände auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene an (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1997, S. 12). Grundlage für die Erarbeitung von Umweltqualitätszielen sind einerseits der wissenschaftliche Erkenntnisstand über qualitative und, soweit verfügbar, quantitative Ursache-Wirkungs-Beziehungen und andererseits auf den Zustand oder die Eigenschaften der Umwelt bezogene gesellschaftliche Wertvorstellungen. Nicht ob, sondern in welchem Ausmaß dabei dem Vorsorgeprinzip Rechnung getragen wird, ist Gegenstand normativer Abwägung im Dreieck aus ökologischen, ökonomischen und sozialen Zielen. *Umwelthandlungsziele* hingegen geben die Schritte an, die notwendig sind, um die Umweltqualitätsziele zu erreichen. Sie sollen quantifiziert und meßbar oder anderweitig überprüfbar sein, sich an verschiedenen Belastungsfaktoren orientieren und Vorgaben für notwendige Entlastungen (Belastungsminderungen) enthalten. Bei der Formulierung der dazugehörigen Zeitvorgaben sind die sozialen und ökonomischen Rahmenbedingungen und Nebenwirkungen zu beachten.

Da Böden durch die bisher getroffenen Vorkehrungen nicht ausreichend geschützt sind, hat die Enquete-Kommission sie als Themenbereich für die

Tabelle 1.3-3

5. EU-Umweltaktionsprogramms und der Akteure auf Bundesebene

UBA (Zieldokumentation)	Wuppertal Institut	Enquete-Kommission
weitgehend problemorientiert	problemorientiert	medialorientiert/ schutzgutorientiert
1. Klima, Treibhauseffekt 2. Ozonabbau/Schutz der stratosphärischen Ozonschicht 3. Kohlenstoffspeicherung in Wäldern 4. Direkte Wirkungen von Luftschadstoffen auf Ökosysteme 5. Sommersmog 6. Stoffeinträge I: Schutz mariner Ökosysteme vor gefährlichen Stoffen/Schadstoffen 7. Stoffeinträge II: Schutz mariner Ökosysteme vor Eutrophierung 8. Stoffeinträge III: Schutz der Oberflächengewässer 9. Stoffeinträge IV: Schutz des Bodens vor anorganischen und organischen Kontaminanten 10. Eutrophierung durch Luftverunreinigungen 11. Eutrophierung des Bodens 12. Versauerung durch Luftverunreinigungen 13. Schutz des Bodens vor Erosion 14. Erhaltung der Struktur der Ökosysteme bei agrarischer Nutzung 15. Erhaltung der Struktur der Ökosysteme bei forstwirtschaftlicher Nutzung 16. Erhaltung der Struktur des Ökosystems Wattenmeer 17. Freiraumschutz 18. Ökologische Qualität der Oberflächengewässer 19. Straßenverkehrslärm	1. Treibhauseffekt 2. Versauerung und Nährstoffeinträge 3. Sommersmog 4. Gewässerbelastung 5. Energieverbrauch 6. Materialverbrauch 7. Verbauch erneuerbarer Rohstoffe 8. Wasserentnahme 9. Flächeninanspruchnahme	1. Böden als Lagerstätten von Rohstoffen 2. Fläche • Natur- und Landschaftsschutzfläche • Siedlungs- und Verkehrsfläche • Land- und Forstwirtschaftsfläche • Fläche für Erholung und Fremdenverkehr 3. Bodenerosion und Bodenschadverdichtung 4. Grundwasser 5. Stoffeinträge

Zielformulierung ausgewählt (vgl. Tab. 1.3-3) und einen umfassenden, aber noch vorläufigen Zielkatalog erstellt. Die Umweltziele orientieren sich an den vier grundlegenden Regeln zum Umgang mit Ressourcen, Stoffen und der Natur, die bereits von der Enquete-Kommission des 12. Bundestages aufgestellt wurden, und beziehen sich auf die auf Mensch und Umwelt bezogenen Funktionen der Böden. Obwohl die Quantifizierung von Umwelthandlungszielen als unabdingbar in der Definition festgeschrieben ist, konnten bis zum Zwischenbericht so gut wie keine quantifizierten Umwelthandlungsziele erarbeitet werden. Die Ziele werden vor dem Hintergrund einer nationalen Nachhaltigkeitsstrategie formuliert; sofern regionale Gegebenheiten von Bedeutung sind, wird diesem Sachverhalt bei der Zielableitung Rechnung getragen. Teilweise werden den Zielen Maßnahmen und verursachende Sektoren zugeordnet. Indikatoren werden bei der Begriffsdefinition zwar erwähnt, ihre Beziehung zu den Zielen aber nicht weiter erläutert. Die Enquete-Kommission ist der Auffassung, daß es bei der Setzung von Umwelthandlungszielen des Einbeziehens aller Gruppen bedarf, um die notwendige politische Unterstützung und langfristige Gültigkeit der Ziele zu gewährleisten. Eine Einbeziehung soll in Form von Anhörungen erfolgen. Die notwendige Integration der ökonomischen und sozialen Dimensionen soll an konkreten Problem- und Handlungsfeldern erfolgen.

117. Im Auftrag von BUND und Misereor hat das *Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie* einen Diskussionsvorschlag für einen nationalen Umweltplan erarbeitet (LOSKE und BÖHMER, 1996). Ebenso wie bei der Studie des Umweltbundesamtes liegt auch hier der eigentliche Schwerpunkt nicht in der Formulierung von Umweltzielen, sondern in der qualitativen Beschreibung notwendiger Maßnahmen und Instrumente. Dafür werden acht Leitbilder entwickelt, die durch sogenannte Wendeszenarien kon-

kretisiert werden. In einem Teilkapitel setzt sich die Studie mit der Zielfindung als gesellschaftlichem Prozeß auseinander und stellt beispielhaft einige Ziele für vorher festgelegte Maße (Indikatoren) auf (vgl. Tz. 182 f.) (LOSKE und BÖHMER, 1996). Ziele werden als Möglichkeit zur Überprüfung des Konsensbildungsprozesses über nachhaltige Entwicklung gesehen, da sie konkretes Handeln einfordern können. Der Studie zufolge sind mehrere Werturteile für den Prozeß der Zielfindung entscheidend; denn zum einen muß bestimmt werden, welche Belastungspotentiale noch im Bereich zukunftsfähiger Entwicklung liegen, zum anderen muß der Zeitrahmen für die Reduzierung der Belastung bzw. umweltbelastender Aktivitäten festgesetzt werden. Die Wissenschaft stellt folglich nur die Ausgangsbasis bereit, aufgrund derer in einem gesellschaftlichen Prozeß die Zielfestlegung vonstatten geht.

In der Studie wird zwischen Umweltzielen zur Gefahrenabwehr durch Begrenzung von Stoffeinträgen (Ziele zur Reduktion vorhandener Belastungen) und Zielen zur Gefahrenvermeidung durch Verringerung der Ressourcenentnahme (Reduktionsziele zur Vorsorge) unterschieden. Es werden vor allem kurzfristige Ziele (bis zum Jahr 2010) und nur in einigen wenigen Bereichen langfristige Ziele (bis 2050) dargestellt. Bei der Auswahl der Themen, für die Ziele festgelegt werden, wird einerseits auf Problemfelder, andererseits auf Schutzgüter in Form von Ressourcen abgestellt. Dem Bereich Gefahrenabwehr werden die Themen Treibhauseffekt, Versauerung und atmosphärische Nährstoffeinträge, Sommersmog und Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft zugeordnet, dem Bereich Gefahrenvermeidung Energie, Material, erneuerbare Rohstoffe, Wasser und Fläche. Es werden in allen Themenfeldern qualitative und, bis auf den Bereich Wasser, auch quantitative Reduktionsziele mit Zeitbezug formuliert (LOSKE und BÖHMER, 1996). Neben stoffmengen- und produktgruppenbezogenen Reduktionszielen finden auch nichtstoffliche, strukturelle Reduktionsziele (z. B. Flächenverbrauch) Eingang in die Studie. Die konzeptionelle Basis der Studie bildet das Umweltraumkonzept von OPSCHOOR; der sogenannte Umweltraum bezeichnet den Raum, den die Menschen in der natürlichen Umwelt nutzen können, ohne die Umweltfunktionen zu beeinträchtigen. Dabei werden für die Nutzung globaler Umweltgüter und bestimmter weltweit zugänglicher Ressourcen (Energie, erneuerbare Ressourcen, Wasser, Holz oder landwirtschaftliche Flächen) gleiche Pro-Kopf-Rechte geltend gemacht, ohne daraus allerdings einen identischen „Warenkorb" an Gütern abzuleiten. Aus diesem konzeptionellen Hintergrund resultieren strengere Reduktionsziele als bei den Konzepten anderer Institutionen. Die Ableitung der Reduktionsziele erfolgt durch die Gegenüberstellung von übergeordneten Umweltzielen und tatsächlicher Belastung, differenziert nach Grunddaseinsfunktionen und in Teilen nach Wirtschaftssektoren. Dadurch werden Ansatzpunkte für Maßnahmen und potentielle Akteure identifiziert.

118. Das *Öko-Institut* hat den Umweltzielen 1995 eine eigene Studie gewidmet. In dieser Studie mit dem Titel „Umweltziele statt Last Minute-Umweltschutz" sind nationale und internationale stoffbezogene Zielsetzungen aufgelistet, die in neuerer Zeit von den verschiedenen Institutionen aufgestellt worden sind. Ziel der Studie ist es, die in der Diskussion befindlichen Ziele zu dokumentieren und zu systematisieren und den methodischen umweltpolitischen Prozeß zur Festlegung von Umweltzielen zu skizzieren. Die Studie unterscheidet zwischen Umweltqualitätszielen und Umweltzielen. Das Öko-Institut versteht unter dem Begriff *Umweltqualitätsziel* einen umweltpolitisch angestrebten oder wissenschaftlich begründeten Gütezustand der Schutzgüter Umwelt bzw. Ökosysteme. Der Gütezustand wird räumlich und zeitlich beschrieben und mit Indikatoren versehen (Öko-Institut, 1995, S. 6). Diese Definition impliziert, daß es Umweltqualitätsziele unterschiedlicher Qualität gibt; denn es kann sich bei Umweltqualitätszielen entweder um weitgehend fachliche, das heißt wissenschaftlich begründbare Ziele oder politische Ziele handeln, deren Ableitung nutzungsorientiert erfolgt, wie zum Beispiel bei der Festlegung der Gewässergüte. Mögliche Mischformen aus fachlichen und politischen Zielen sind folgerichtig ebenfalls in der Definition enthalten, wie zum Beispiel bei Zielsetzungen, deren Referenzzustand nicht klar ist und die Zielfestlegung daher auf einer Konvention beruht (Öko-Institut, pers. Mitt., 1996). *Umweltziele* hingegen sind quantitative umweltpolitische Vorgaben, die auf das Erreichen oder Einhalten einer bestimmten Umweltqualität ausgerichtet sind. Diese Terminologie ist gleichbedeutend mit Umwelthandlungszielen in anderen Konzepten. Durch die quantitative Festlegung sind Umweltziele zwar konkreter als Umweltqualitätsziele, aber durch das Einbeziehen von ökonomischen und sozialen Zielen sowie technischen und logistischen Aspekten weniger anspruchsvoll und stellen somit einen zeitlich befristeten Kompromiß dar. Die Festlegung letzterer wird als Prozeß beschrieben.

119. Was die Vorgehensweise bei der Zielformulierung betrifft, empfiehlt die Studie des Öko-Instituts in einem ersten Schritt, die Auswahl von Umweltbereichen mit dringlichen Problemen vorzunehmen, für die anspruchsvolle Umweltqualitätsziele festgelegt werden. Im nächsten Schritt muß der aktuelle Belastungszustand für einen bestimmten Raum (Gesamtdeutschland, Regionen, Kommunen und für Branchen und Produktgruppen) analysiert werden. Dabei sind sowohl Trendentwicklungen als auch bestehende Alternativen und Reduktionspotentiale zu ermitteln. Umweltziele an sich sind schließlich das Ergebnis des dritten Schrittes. Sie werden durch Abwägen zwischen Umweltqualitätszielen einerseits und sozioökonomischen, technischen, logistischen und zeitlichen Vorgaben andererseits ermittelt.

Wichtige Schlußfolgerung der Studie ist, daß bereits bestehende Reduktionsziele, auch wenn der zeitlich vorgegebene Rahmen nicht eingehalten worden ist, doch dazu dienen, Schwerpunkte zu setzen und die getroffenen Maßnahmen zu kontrollieren. Beispiele dafür sind Zielvorgaben für einzelne Parameter der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (Öko-Institut, 1995).

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele auf der Ebene der Länder

120. In Baden-Württemberg werden derzeit erstmalig umweltpolitische Ziele für ein Land im Rahmen eines Umweltplans erstellt. Mit Hilfe des Umweltplans sollen verläßlich Planungsperspektiven und Orientierungslinien zur Verfügung gestellt werden. Ein vom Umweltminister diesbezüglich vorgelegtes Papier wurde bereits im Kabinett verabschiedet. Der Umweltplan soll in Zusammenarbeit mit allen gesellschaftlichen Kräften erstellt werden und alle umweltpolitischen Ziele mit Begründung und Zeitrahmen definieren. Ziel des Plans ist nicht die Schaffung neuer Standards und Normen, sondern die kompakte Darstellung des vorhandenen Wissens (Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg, 1997). Bestrebungen zur Erarbeitung von Umweltqualitätszielen finden sich in den Ländern Sachsen-Anhalt und Bayern, die sich entschlossen haben, die freiwillige Länder-Agenda 21 durchzuführen, um eine zukunftsfähige Entwicklung ihrer Länder zu gewährleisten (BOPPEL, 1997).

Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele auf regionaler und kommunaler Ebene

121. Auf der Ebene der Städte und Gemeinden existieren bereits mehrere Ansätze für Umweltqualitätszielkonzepte, die allerdings hinsichtlich ihrer Konzeption, dem angewandten Verfahren sowie dem Entwicklungs- und Verbindlichkeitsgrad sehr heterogen sind. Mit der Erstellung der ersten Umweltqualitätszielkonzepte wurde bereits Ende der achtziger Jahre begonnen. Im Rahmen der Agenda 21, die in Kapitel 28.3 die Kommunalverwaltungen auffordert, bis Ende 1996 eine Lokale Agenda 21 zu erarbeiten (BMU, 1992), sind ebenfalls vermehrt Aktivitäten zu beobachten, die auf eine Aufstellung von umweltpolitischen Zielen hinauslaufen (vgl. ZIMMERMANN, 1997). Auch diese Konzepte gestalten sich noch sehr unterschiedlich, wie eine Anhörung der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ ergab (SERWE, 1996), wobei die große Variabilität auf verschiedene Ursachen zurückzuführen ist. Als Faktoren zu erwähnen sind die lokalen Gegebenheiten, die unterschiedlichen Akteure, die als Initiatoren fungiert haben, vor allem aber auch die bislang fehlende Koordination der Aktivitäten.

DICKHAUT (1996) hat kommunale Umweltqualitätszielkonzepte miteinander verglichen und dabei Möglichkeiten und Grenzen dieser Konzepte bewertet. In methodischer Hinsicht kommt er unter anderem zu dem Schluß, daß die Zieldiskussion mit der Maßnahmenebene verbunden sein muß. Erst auf dieser Ebene werden die möglichen Konflikte und Schwierigkeiten der Umsetzung erkenn- und diskutierbar. Weitere wichtige Erfahrungen mit der Aufstellung von Umweltqualitätszielen sind für den Landkreis Osnabrück dem Bericht des UBA zum Forschungsprojekt „Entwicklung von Umweltqualitätszielen für neun Gemeinden des Landkreises Osnabrück und praxisnahe Konzepte zu ihrer Umsetzung“ (UBA, 1995b) zu entnehmen. Erkenntnisse dieser Studie sind, daß

- in kommunalen Entscheidungsgremien ein erhebliches Defizit an umfassender Sacherörterung zu Umweltfragen besteht, jedoch bei gleichzeitig großem Interesse an solchen Erörterungen,
- Kommunen einerseits unter der Einschränkung ihrer Handlungskompetenz leiden, andererseits die den Kommunen zur Verfügung stehenden Handlungsspielräume (z. B. in der Bauleitplanung) vielfach nicht im Sinne der Umwelt genutzt werden,
- Priorität vor allem solchen Umweltbelastungen beigemessen wird, die entweder unmittelbar von der Bevölkerung als lästig wahrgenommen werden, oder solchen, die auf längere Sicht die wirtschaftliche Situation beziehungsweise Entwicklung beeinträchtigen können. Andere Belange hingegen, wie zum Beispiel der Biotop- und Artenschutz, werden eher nachrangig behandelt, es sei denn, aktive Bürgergruppen setzten sich für diese Belange ein,
- das Aufgeben oder Scheitern von anvisierten umweltpolitischen Zielen oft weder auf Probleme in der Bewertung noch auf den Mangel an Daten, sondern auf mangelnden politischen Willen und seine Umsetzung beziehungsweise auf die sogenannten „Sachzwänge“ zurückzuführen ist.

In der Einschätzung des Prozesses durch die politischen Entscheidungsträger wird insbesondere die Zusammenführung versprengter Informationen als positiv gewertet, weil sich dadurch die Chance einer ganzheitlichen Betrachtung der Umweltsituation ergibt. Die Fortsetzung des Prozesses wird von den politischen Entscheidungsträgern befürwortet. Abschließend kommt die Studie zu dem Ergebnis, daß eine eher zurückhaltende Umweltpolitik zu beobachten ist. Vorsorgeaspekte kommen jedoch nur bedingt zum Tragen, da die Entscheidungen stark an gesetzlich vorgegebenen Grenzwerten orientiert bleiben. Auf konkrete Umweltqualitätsziele wollten sich die Kommunen möglichst nicht festlegen.

122. Insgesamt ist festzustellen, daß die Erstellung von Umweltqualitätszielkonzepten auf kommunaler Ebene zwar weiter fortgeschritten ist als auf Bundesebene, die Kommunen deshalb jedoch noch nicht über funktionsfähige Zielkonzepte verfügen. Die Umweltziele sind meistens weder sachlich noch räumlich oder zeitlich hinreichend konkretisiert, und haben überdies oft den Charakter unverbindlicher Bekundungen (vgl. JAKUBOWSKI et al., 1997, S. 100). Möglichkeiten, Betroffene in die Entscheidung einzubeziehen, werden nur eingeschränkt wahrgenommen.

Des weiteren läßt sich feststellen, daß, trotz der vielfältigen Ansätze, die Anzahl der Städte und Gemeinden, für die Umweltqualitätszielkonzepte entwickelt worden sind, hinter den Erwartungen zurückgeblieben ist (SURBURG, 1995). Außer in einigen Großstädten oder im Rahmen von Forschungsvorhaben, sind Umweltqualitätszielkonzepte nicht zu einer festen Einrichtung geworden. Dies ist nicht auf mangelndes Interesse der Kommunen zurückzuführen, sondern auf die Schwierigkeiten, die mit der kommunalen Zielfindung verbunden sind. Teils handelt es sich um selbst verursachte, teils um fremdverursachte Schwierigkeiten, die durch die gegenwärtigen

Tabelle 1.3-4

Übersicht über ausgewählte

Kriterien / Institution/ Gremium	• **Themenauswahl** – Kriterium für die Auswahl • **Themenstruktur**	**Abteilung und Begründung**
5. Umweltaktionsprogramm	• Auswahl von 8 Schwerpunktbereichen – gemeinschaftsweite Dimensionen (z. B. grenzüberschreitende Auswirkungen) • Umweltproblembereiche, Ökosysteme, Wirtschaftssektoren	• Bezug zu nachhaltiger Entwicklung • „objectives" ≈ UQZ, „targets" ≈ UHZ, UQS • Vorsorgeprinzip • Einzelbegründungen
BMU Schrittepapier	• Auswahl von 6 Schwerpunktbereichen – Bereiche, die am weitesten vom Pfad der nachhalt. Entwicklung abweichen • Umwelt, Ressourcen, menschliche Gesundheit (zusätzliche Mobilität, Umweltethik)	• Bezug zu nachhaltiger Entwicklung • Leitbild, Leitlinien, UQZ, UHZ, UQS • allgemein am Vorsorgeprinzip • keine Einzelbegründungen, Situationsbeschreibung
UBA Nachhaltigkeitsstudie	• Auswahl von 5 Schwerpunktthemen – Schlüsselbereiche für nachhaltige Entwicklung • Grunddaseinsfunktionen des Menschen in Verknüpfung mit Schutzgütern	• Bezug zu nachhaltiger Entwicklung • Leitbild, Leitlinien, UQZ, UHZ, UQS enge Orientierung an Leitlinien, allgemein und speziell am Vorsorgeprinzip • Einzelbegründungen (Situationsanalyse und Szenarien, kritische Eintragsraten)
Wuppertal Institut	• 9 Schwerpunktthemen – in Abhängigkeit von vorhandenen Indikatoren • Umweltprobleme und Schutzgüter	• Bezug zu nachhaltiger Entwicklung Umweltraumkonzept/Gleichheit der Lebenschancen, UZ, UQS • enge Orientierung an Leitlinien • allgemein am Vorsorgeprinzip
UBA Zieledokumentation	• 19 ausgewählte Themenbereiche – kein Kriterium genannt • weitgehend Umweltprobleme bezogen auf Medien und Ökosysteme	• nicht dokumentiert
Enquete-Kommission	• Beispielhaft für ein Medium – nicht ausreichend Schutzvorkehrungen • Schutzgut Boden	• Bezug zu nachhaltiger Entwicklung • Leitbild, Leitlinien, UZ, UQZ, UHZ, UQS • Vorsorgeprinzip • detaillierte Situationsanalyse und Trendbeschreibung, Begründung nur teilweise, Anlehnung an Begründungen anderer Gremien
UBA Sachstandsbericht Wasser	• Beispielhaft für ein Medium – kein Kriterium genannt • Schutzgut Wasser	• Bezug zu nachhaltiger Entwicklung nicht zwingend; wenn Bezug hergestellt, dann: • Leitbild, Leitlinien, UQZ, UHZ, UQS • Vorsorgeprinzip • Einzelbegründungen (Situationsanalsyse, z. B. kritische Eintragsraten, Szenarien)

Tabelle 1.3-4

Ansätze zur Zielformulierung

Konkretisierung	Raumbezug	Zeitbezug		Möglichkeiten der Weiterentwicklung
		Referenzjahr	Zieljahr	
„objectives": qualitativ, „targets": teilweise quantitativ	EU-Ebene aber auch abhängig vom Themenbereich	teilweise angegeben	durchgehend 2000	Zielkorrekturen und Ergänzungen aufgrund neuer Erkenntnisse sollen möglich sein
20 UQZ und 100 UHZ: bis auf wenige Ausnahmen qualitativ	vorwiegend national, teilweise auch international	in den wenigsten Fällen angegeben	in wenigen Fällen angegeben 2000 bis 2020 (kurz- bis mittelfristig)	Zielkorrekturen und Ergänzungen aufgrund neuer Erkenntnisse sollen möglich sein
qualitative und quantitative UQZ und UHZ (vor allem quantitative UHZ im Bereich Mobilität)	national und international, Verweis auf regionale Unterschiede	teilweise angegeben	teilweise angegeben, insbesondere bei quantifizierten Zielen (2005, 2010, 2030)	Zielkorrekturen und Ergänzungen aufgrund neuer Erkenntnisse sollen möglich sein
qualitative und quantitative Umweltziele, vor allem Reduktionsziele (Ausnahme: Wasser)	national und international, wo nötig, Berücksichtigung regionaler Aspekte	1995	einheitlich bis 2010, teilweise bis 2050	Weiterentwicklung für nötig erachtet Fortschreibung für notwendig erachtet, ist aber nicht vorgesehen
30 UQZ/59 UHZ qualitative und einige quantitative	national und international	teilweise angegeben, unterschiedliche Referenzjahre je nach Themenbereich	teilweise 2000	nicht dokumentiert
Bereich Boden: – 15 UQZ qualitativ – 41 UHZ bisher noch fast rein qualitativ	national, regionale Aspekte werden, wenn notwendig, berücksichtigt	wird bis auf eine Ausnahme nicht angegeben	bis auf eine Ausnahme nicht angegeben	ist der Begriffsdefinition zu entnehmen
UQZ/UHZ UHZ: weitgehend quantitativ; strukturelle Ziele: qualitativ	national und international regionalen Aspekten wird Rechnung getragen	teilweise angegeben	teilweise 2000, Zehnjahreszeitraum	Zielkorrekturen und Ergänzungen aufgrund neuer Erkenntnisse sollen möglich sein

noch Tabelle 1.3-4

Übersicht über ausgewählte

Kriterien / Institution/ Gremium	**Beteiligung** • **Anteil wissenschaftlicher Beratung** • **Beteiligung gesellschaftlicher Akteure (Auswahl der Beteiligten, Zeitpunkt der Beteiligung)** • **Bezug zu Verursacher**	**Bezug zu Indikatoren** • **zur Ableitung der Ziele** • **zur Kontrolle der Ziele**
5. Umwelt-aktions-programm	• Europäische Kommission unter Beteiligung aller betroffenen GD und des EU-Rats • Konzept der gemeinsamen Verantwortung: beteiligt werden sollen Behörden, staatliche und private Unternehmen und die breite Öffentlichkeit • wird hergestellt	• wird nicht hergestellt • Indikatoren werden zur Kontrolle herangezogen
BMU Schrittepapier	• Vertreter aus Wissenschaft, Verwaltung, Verbänden • vorgesehen und bereits initiiert, informeller Ansatz, direkte Beteiligung in Arbeitskreisen • teilweise	wird nicht hergestellt
UBA Nachhaltig-keitsstudie	• Wissenschaftler • nicht dokumentiert • wird teilweise hergestellt	• wird hergestellt • Indikatoren werden zur Kontrolle herangezogen
Wuppertal Institut	• Wissenschaftler • für notwendig erachtet; in welcher Form, bleibt offen • wird zu ausgewählten Sektoren (in Anlehnung an das 5. Umweltaktionsprogramm) hergestellt	• wird hergestellt • Indikatoren werden zur Kontrolle herangezogen
UBA Zieledoku-mentation	• Wissenschaftler • – • –	wird nicht hergestellt
Enquete-Kom-mission	• Parlamentarier und Vertreter aus Wirtschaft, Gewerkschaft und Wissenschaft • Beteiligung gesellschaftlicher Akteure in Form von Anhörungen • noch keine einheitliche Vorstellung vorhanden	Indikatoren werden erwähnt
UBA Sachstands-bericht Wasser	• Wissenschaftler der Abteilung Wasser in Kooperation mit AG Nachhaltige Entwicklung • – • –	wird nicht hergestellt

UZ = Umweltziele; UQZ = Umweltqualitätsziele; UHZ = Umwelthandlungsziele; UQS = Umweltqualitätsstandards; GD = Generaldirektion(en) der EU-Kommission

SRU/UG '98/Tab. 1.3-4

noch Tabelle 1.3-4

Ansätze zur Zielformulierung

Bezug zu Instrumenten (ob, und zu welchem Zeitpunkt im Verfahren)	Rechtliche Verbindlichkeiten	Kontrolle der Zielerreichung
Der Bezug zu Instrumenten, Maßnahmen, Aktionen wird hergestellt; teilweise werden allgemeine und konkrete Instrumente (ordnungsrechtliche, marktwirtschaftliche, informatorische) in Verbindung mit Zeitrahmen genannt	keine rechtsverbindlichen Ziele	erste Überprüfung bereits erfolgt
Ein Mix aus ordnungsrechtlichen, marktwirtschaftlichen und informatorischen Instrumenten wird angestrebt; teilweise werden allgemeine Maßnahmen genannt	teilweise, in Abhängigkeit von der administrativen Ebene und dem Konkretisierungsgrad der Ziele in Konventionen, Programmen, Verordnungen, technischen Anleitungen	–
Ein Mix aus ordnungsrechtlichen, planungsrechtlichen, ökonomischen und informatorischen Instrumenten wird befürwortet; teils direkter Bezug zu konkreten Instrumenten; Bezug zu Maßnahmen durch die verschiedenen Szenarien	keine, sofern es sich nicht um Ziele aus Konventionen usw. handelt	Kontrolle wird für notwendig erachtet
Teilweise wird Bezug zu allgemeinen und konkreten Instrumenten und zu Maßnahmen in den genannten Sektoren hergestellt und ihre Verflechtungen und Wechselwirkungen werden ansatzweise dargestellt	keine, sofern es sich nicht um Ziele aus Konventionen usw. handelt	Kontrolle wird in der Studie befürwortet
–	keine, sofern es sich nicht um Ziele aus Konventionen usw. handelt	–
Bezug kann erst hergestellt werden, wenn Ziele quantifiziert sind	keine, sofern es sich nicht um vorhandene Ziele aus Konventionen usw. handelt	–
–	soweit bestehend, angegeben	–

Rahmenbedingungen verursacht sind (vgl. JAKUBOWSKI et al., 1997). Zu letzteren zählen unter anderem die Einengung der kommunalen Handlungsspielräume für freiwillige zusätzliche Aufgaben durch veränderte finanzielle Rahmenbedingungen sowie der Mangel an geeigneten Instrumentarien, selbstgesteckte Ziele wirksam zu erreichen. Für ausschlaggebend bei der Zurückhaltung der Kommunen gegenüber der Aufstellung von Umweltqualitätszielkonzepten halten JAKUBOWSKI et al. (1997) die Tatsache, daß sie ohne das Vorhandensein eines nationalen Zielesystems entwickelt werden müssen. Ein solches nationales Zielesystem wäre jedoch Voraussetzung für die Bestimmung der Kosten und Nutzen der kommunalen Ziele.

123. Inzwischen ist es, insbesondere im Rahmen der Lokalen Agenda 21, zum Aufbau von Netzen und Koordinationsstellen gekommen, um zwischen den Kommunen den Informations- und Erfahrungsaustausch zu fördern. Der Aufbau von Umweltqualitätszielkonzepten als ein wichtiges Element der Lokalen Agenda 21 sollte nach Auffassung des Umweltrates von Bund und Ländern weiterhin unterstützt werden.

1.3.4 Vergleich ausgewählter Ansätze zur Zielformulierung

124. Aus den im Abschnitt 1.3.3 vorgestellten Ansätzen zur Zielformulierung werden im folgenden die für eine nationale Strategie relevanten Ansätze des Bundesumweltministeriums, des Umweltbundesamtes, des Wuppertal Instituts und der Enquete-Kommission verglichen. Wie der Darstellung in Abschnitt 1.3.3 zu entnehmen ist, befassen sich einige der Studien schwerpunktmäßig mit Schritten und Wegen zu einer nachhaltigen Entwicklung, wovon die Umweltqualitätziele nur einen Teilaspekt darstellen und dementsprechend nur einen mehr oder minder kleinen Raum in der Betrachtung einnehmen. Den Ansätzen liegen folglich sehr unterschiedliche Intentionen zugrunde, die wiederum den inhaltlichen Aufbau und die Struktur bestimmen. Es handelt sich einerseits um Ansätze, deren Ziele auf wissenschaftlich-methodischer Ableitung beruhen, andererseits um solche mit politisch gesetzten Zielen und mit eher programmatischem Charakter. Einige Ansätze konzentrieren sich auf die reine Zielformulierung, andere stellen darüber hinaus einen Bezug zu Indikatoren, Instrumenten und Maßnahmen her. Aufgrund dieser Heterogenität sind nicht immer alle der in Abschnitt 1.3.2 beschriebenen Kriterien anwendbar.

Unter Berücksichtigung der dort aufgeführten Anforderungen wird eine grobe Übersicht über Gemeinsamkeiten und Unterschiede der bisherigen Zielkonzepte gegeben. Dabei wird exemplarisch auf einzelne Ziele eingegangen. Die Analyse soll verdeutlichen, inwieweit die vorhandenen Ansätze die hier vorgestellten Kriterien bereits berücksichtigen bzw. wo sie Defizite aufweisen. In die Betrachtung der Konzepte auf nationaler Ebene wird darüber hinaus das 5. Umweltaktionsprogramm der Europäischen Union (s. Tab. 1.3-4, auf Seiten 84 bis 87) mit einbezogen, weil dessen Umsetzung zu erheblichen Teilen auf nationaler Ebene zu erfolgen hat.

Themenauswahl und -struktur

125. Die Auswahl der Themen läßt erkennen, welche der wahrgenommenen Belastungssituationen bzw. Umweltprobleme von den Verfassern der Konzepte für vordringlich gehalten und daher für die Bearbeitung in den Studien ausgewählt und welche Kriterien dabei zugrunde gelegt werden.

Die Studie der Enquete-Komission und der Sachstandsbericht Wasser des Umweltbundesamtes bedienen sich einer exemplarischen Vorgehensweise, im ersten Fall zum Thema Boden, im zweiten zum Thema Wasser. Der Zielkatalog des 5. Umweltaktionsprogramms, des Wuppertal Instituts, des Bundesumweltministeriums, der Nachhaltigkeitsstudie als auch der Zieledokumentation des Umweltbundesamtes behandeln mehrere Umweltbereiche. Diese Ansätze konzentrieren sich aus unterschiedlichen Gründen auf eine Auswahl von Schwerpunktthemen. Die Nachhaltigkeitsstudie des Umweltbundesamtes und das „Schritte-Papier" des Bundesumweltministeriums nennen Komplexität und Umfang der betroffenen Umweltbereiche als Begründung für die beschränkte Auswahl (vgl. UBA, 1997; BMU, 1996 b).

Obwohl Tabelle 1.3-3 im ersten Eindruck eine verwirrende Heterogenität der Auswahl und Anzahl der Themen vermittelt, läßt sich dennoch Übereinstimmung dahingehend erkennen, welchen Umweltproblemfeldern und Verursacherbereichen eine besondere Bedeutung zukommt. Es wird lediglich unterschiedlich systematisiert und es werden andere Akzente gesetzt. An erster Stelle steht bei allen Gremien das Thema Klimaänderung und die Ozonproblematik (vgl. Tz. 24, 31). Abgesehen von der hervorgehobenen Stellung des Klimas wird aber keine weitere Rangordnung innerhalb der Konzepte erkennbar. Weitere gemeinsame Themen sind in Tabelle 1.3-5 dargestellt.

Tabelle 1.3-5

Gemeinsame Themenfelder der Konzepte

problemorientiert	verursacher-orientiert
• Treibhauseffekt • Ozonabbau in der Stratosphäre • Versauerung (Medien u./o. Ökosysteme) • Eutrophierung (Medien u./o. Ökosysteme) • Toxische Belastung (Medien u./o. Ökosysteme) • Verlust der biologischen Vielfalt • Humantoxische Belastungen • Flächenverbrauch • Verbrauch von Ressourcen	• Energie • Mobilität • Abfall

SRU/UG '98/Tab. 1.3-5

126. Eine einheitliche Vorgehensweise bei der Auswahl von prioritären Handlungsfeldern läßt sich nicht feststellen, jeder Ansatz legt unterschiedliche Kriterien zugrunde. Das 5. Umweltaktionsprogramm hat seine Auswahl unter Berücksichtigung des Subsidiaritätsprinzips für acht Themen mit „gemeinschaftsweiter Dimension" getroffen. Diese Dimension leitet sich unter anderem aus der Bedeutung der Themen für den Binnenmarkt, aufgrund grenzüberschreitender Einflüsse oder der gemeinsamen Nutzung von Naturschätzen ab (vgl. EG, 1992). Das Bundesumweltministerium hat als Auswahlkriterium die „Entfernung zur nachhaltigen Entwicklung" herangezogen, wobei unklar bleibt, welche Maßstäbe zur Beurteilung dessen angelegt werden. Das Wuppertal Institut orientiert sich bei der Wahl seiner Themen an einem vorher festgelegten Indikatorensatz, der sich unter anderem an den Problembereichen ausrichtet, die in den Modellen der OECD und EUROSTAT aufgeführt sind (vgl. Tz. 183). Das Umweltbundesamt hat in der Stellungnahme einer nichtöffentlichen Anhörung (4./5. Oktober 1995) vier Kriterien, nämlich Trend der Umweltveränderungen, Reversibilität beziehungsweise Irreversibilität von Umweltveränderungen, Auswirkungen auf den Menschen und Bereiche, die mit dem bisherigen Instrumentarium nur unzureichend geregelt sind, als Hilfsmittel zur Prioritätensetzung vorgestellt. Die zugrunde gelegten Kriterien basieren auf einem Ansatz, der von Umweltproblemfeldern oder -schutzgütern ausgeht. Im Unterschied dazu hat das Umweltbundesamt in seiner Nachhaltigkeitsstudie, ausgehend von den grundlegenden Bedürfnissen des Menschen, fünf prioritäre Themen ausgewählt. Ausschlaggebend für die Auswahl dieser Themen war einserseits, daß sie möglichst viele Umweltproblembereiche betreffen, andererseits die vorhandene Datengrundlage und die für die Studie zur Verfügung stehende Zeit. Weitere wichtige Themenfelder wie Produktion, Industrie, Tourismus und Handel werden daher zwar genannt, aber nicht bearbeitet. Insgesamt zeigen die Konzepte angesichts einer großen Zahl thematisierter Probleme die Schwierigkeit, wissenschaftlich begründete und nachvollziehbare Prioritäten bei der Auswahl der Themen zu setzen.

127. Bei der Unterteilung in umweltrelevante Themenkomplexe standen bislang zwei Gliederungsformen im Vordergrund: die Klassifikation nach Umweltmedien und die nach Umweltproblembereichen (z. B. Eutrophierung, Versauerung). Zunehmend wird sowohl auf nationaler als auch auf internationaler Ebene der zweite Klassifikationsansatz nach Umweltproblemen verwendet, da das Ansetzen an den Umweltproblemen die Analyse der Wirkungen besser berücksichtigt und die Zuordnung zu internationalen Vereinbarungen und zu den Indikatoren erleichtert (WALZ et al., 1996; vgl. Abschn. 1.4.3). Meistens finden sich Kombinationen beider Ansätze als auch darüber hinausgehende Modifikationen.

Auch die vorliegenden Zielkonzepte kombinieren den medialen und den problemorientierten Ansatz und beziehen in ihre Einteilung noch zusätzlich Ökosysteme mit ein und/oder verursacherorientierte Bereiche, die sich aus den grundlegenden Bedürfnissen des Menschen (Grunddaseinsfunktionen), wie etwa Mobilität, ergeben (vgl. UBA, 1997; BMU, 1996b). Lediglich das Umweltbundesamt hat in seiner Dokumentation bereits vorhandener Umweltqualitätsziele eine fast durchgehend problemorientierte Klassifikation vorgenommen und dabei gleichzeitig versucht, einen ökosystemaren Bezug herzustellen (s. Tab. 1.3-3). In seiner Nachhaltigkeitsstudie (UBA, 1997, S. 25) hat das UBA versucht, mit seinem Klassifikationsschema den Anforderungen der nachhaltigen Entwicklung gerecht zu werden, indem es den Rahmen der Fachpolitik über die Behandlung isolierter Umweltprobleme hinaus erweitert. Die Verlagerung der Perspektive auf die Grunddaseinsfunktionen bzw. Verursacherbereiche hat den Vorteil, daß sich dadurch die Integration der Umweltpolitik in andere Politikbereiche leichter bewerkstelligen läßt, da parallel zur Formulierung von Umweltqualitätszielen auch Ziele für den ökonomischen und sozialen Bereich vorgeschlagen werden. Zudem können Schwerpunkte eindeutiger gesetzt werden. Nachteilig ist, daß bei dem Versuch, eine nachhaltige Lebensweise zu skizzieren, die Formulierung von Umweltqualitätszielen für die betroffenen Umweltmedien teilweise unterbleibt und lediglich Umwelthandlungsziele formuliert werden können (z. B. im Bereich Textilien). Diese Vorgehensweise ist daher für die Ableitung von Umweltqualitätszielen nicht durchgängig möglich.

Ableitung und Begründung

128. Mit Ausnahme des 5. Umweltaktionsprogramms der EU und der Studie des Wuppertal Instituts sind alle Konzepte aus dem geforderten Zielsystem, bestehend aus Leitbild, Leitlinien, Umweltqualitätszielen und Umweltstandards aufgebaut. Außer dem 5. Umweltaktionsprogramm legen alle Ansätze allgemein die von der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" (1994) formulierten Leitlinien (mit geringfügigen Variationen) zugrunde. Die Nachhaltigkeitsstudie des Umweltbundesamtes unterscheidet sich insofern positiv von den anderen Studien, als sie sich bei der Ableitung der Ziele streng an die Leitlinien hält beziehungsweise diese für einige Bereiche spezifiziert. Die meisten Ansätze orientieren sich bei der Ableitung der Ziele an den natürlichen Funktionen und den Nutzungsfunktionen der Umwelt für den Menschen, wobei letztere meist im Vordergrund stehen. Alle Konzepte beziehen sich außerdem allgemein auf das Vorsorgeprinzip; das Ausmaß, in dem die konkreten Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele bei der Zielableitung unter Vorsorgegesichtspunkten formuliert und abgeleitet werden, ist jedoch sehr unterschiedlich.

Bei der Zielableitung werden zur Festlegung von Belastungsgrenzen teilweise kritische Eintragsraten und kritische Konzentrationen (Critical Loads/Critical Levels) herangezogen (z. B. Nachhaltigkeitsstudie und Sachstandsbericht Wasser des UBA, 1997). Bei konkreten Umwelthandlungszielen, die nicht wissenschaftlich abgesichert werden können, weil etwa eine definierte Wirkung nicht nachweisbar, sondern nur grundsätzlich zu vermuten ist, wird auf das Vorsorgeprinzip zurückgegriffen, zum Beispiel beim

Eintrag von persistenten, bioakkumulierenden Fremdstoffen (s. Nachhaltigkeitsstudie des UBA). Eine weitgehend wissenschaftlich fundierte Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen ist nach dem derzeitigen Forschungsstand in den Bereichen Treibhauseffekt, stratosphärischer Ozonabbau, Eutrophierung und Versauerung möglich (vgl. WALZ et al., 1996). Große Schwierigkeiten bestehen nach wie vor etwa im Bereich Biodiversität und Flächeninanspruchnahme.

129. Die Notwendigkeit der Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele wird in den meisten Fällen durch eine mehr oder minder ausführliche Problem- beziehungsweise Situationsbeschreibung und deren Nichtnachhaltigkeit begründet. Im Unterschied zum „Schritte-Papier" des Bundesumweltministeriums und der Dokumentation des Umweltbundesamtes liefern die übrigen Studien konsequent und nachvollziehbar für jeden Bereich Einzelbegründungen. Hervorzuheben ist die Nachhaltigkeitsstudie des UBA, die mit Hilfe ihrer detaillierten Situationsanalyse und der Entwicklung der verschiedenen Szenarien einerseits die Wahl des Ziels, andererseits die zu ihrer Erreichung notwendigen Maßnahmen transparent und nachvollziehbar werden läßt. In der Studie des Wuppertal Instituts werden bei der Ableitung der Ziele stärker Aspekte wie internationale Gerechtigkeit und Bevölkerungswachstum mitberücksichtigt. Zudem steht bei der Zielableitung weniger die Umsetzbarkeit als das aus naturwissenschaftlicher Perspektive „Notwendige" im Vordergrund, wodurch die Zielsetzungen anspruchsvoller ausfallen als bei den anderen Studien.

Konkretisierung

130. Der Konkretisierungsgrad der Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele variiert stark, sowohl zwischen den Studien als auch innerhalb der Studien zwischen den einzelnen Problembereichen. Das 5. Umweltaktionsprogramm formuliert eher allgemeingehaltene Umweltqualitätsziele und einige wenige quantifizierte Umwelthandlungsziele für stoffliche und andere Emssionen in den Bereichen Klima, Versauerung und Lärm. Auch im Bereich Abfall werden quantifizierte Aussagen getroffen. Das Bundesumweltministerium hat zwar eine große Anzahl von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen formuliert, aber nur in Ausnahmefällen quantifiziert. Es sind dies keine neuen Ziele, sondern weitgehend in Programmen, Übereinkommen usw. bereits festgesetzte Ziele. Man kann also allenfalls von der Festschreibung des Status quo sprechen. Bei den quantifizierten Umwelthandlungszielen handelt es sich ausschließlich um Stoffreduktionsziele. Auch bei der Zieledokumentation des Umweltbundesamtes handelt es sich lediglich um die Darlegung des Status quo, wohingegen in der Nachhaltigkeitsstudie und im Sachstandsbericht Wasser darüber hinaus weitergehende Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele dargestellt werden. Bei letzterem konzentrieren sich die Ziele bis auf eine Ausnahme auf Nährstoffe und toxische Stoffe. Das Wuppertal Institut dagegen formuliert für alle Bereiche, bis auf den Wassersektor, bei dem eine Quantifizierung auf regionaler Ebene erfolgen soll, quantifizierte Reduktionsziele. Die Enquete-Kommission, die sich ausschließlich auf den Themenbereich Boden konzentriert, hat bis zum Zeitpunkt des Zwischenberichts (1997) noch keine Quantifizierung vorgenommen. Neben vorwiegend stofflichen Reduktionszielen enthalten die Studien des Umweltbundesamtes (Nachhaltigkeitsstudie), der Enquete-Kommission und des Wuppertal Instituts auch Reduktionsziele für die Flächeninanspruchnahme.

Raumbezug

131. Bezogen auf die Verpflichtungen, die aus der Agenda 21 erwachsen, ist allen Konzepten der nationale Raum zugrunde gelegt. In den meisten Ansätzen werden darüber hinaus auch internationale Aspekte und Ziele einbezogen. Dabei wird meistens auf vorhandene Ziele in Übereinkommen, Konventionen und Programmen Bezug genommen. Wie bei der Erläuterung der Kriterien bereits ausgeführt, kann das Problem jedoch eine räumliche Differenzierung erforderlich machen. Die Enquete-Kommission berücksichtigt dies, indem sie für die Zielformulierung auf nationaler Ebene die Beachtung regionaler Gegebenheiten fordert. Im Bereich Stoffeinträge wird betont, daß auf Emissionsminderung ausgerichtete Umwelthandlungsziele vor dem Hintergrund einer regionalen, nutzungsbezogenen sowie funktionsbezogenen Differenzierung entwickelt werden müssen. Das Wuppertal Institut und der Sachstandsbericht Wasser tragen dieser Anforderung ebenfalls Rechnung. Das „Schritte-Papier" des BMU konzentriert sich ausschließlich auf die nationale und internationale Ebene; Raumbezüge werden nur bei Zielen hergestellt, die sich auf bestimmte Ökosysteme beziehen. Hinweise auf oder Empfehlungen für eine notwendige Konkretisierung auf anderen Ebenen werden nicht gegeben.

Zeitbezug

132. Unter dem Aspekt der Überprüfbarkeit sind mit dem Kriterium Konkretisierung vor allem die Kriterien Referenzjahr und Zieljahr eng verbunden. Die Angabe eines Zeithorizonts für Umweltqualitätsziele findet sich in allen Studien nur selten und auch bei den Umwelthandlungszielen ist sie nicht die Regel. Im „Schritte-Papier" des BMU und bei der Enquete-Kommission sind Referenz- und Zieljahre nur in ganz wenigen Ausnahmen angegeben. Die Verbindlichkeit und Kontrollierbarkeit der Ziele ist daher sehr eingeschränkt.

Im 5. Umweltaktionsprogramm, in der UBA-Zieledokumentation und in der Nachhaltigkeitsstudie des Umweltbundesamtes ist bei konkreten Zielsetzungen in den meisten Fällen auch ein Zeithorizont vorgegeben. Allein die Studie des Wuppertal Instituts hat den Zeitbezug konsequent hergestellt und sämtliche konkrete Ziele mit einem Referenz- (1995) und einem Zieljahr versehen. Die von den einzelnen Studien unterschiedlich gewählten Zeithorizonte für inhaltlich gleiche Umwelthandlungsziele erschweren allerdings die Vergleichbarkeit untereinander.

133. Die Mehrzahl der in den Konzepten enthaltenen Ziele mit Zeitangabe beziehen sich auf die Jahre 2000 bis 2010, Ziele mit einer Zeitspanne bis zu den Jahren 2030 bis 2050 sind eher die Ausnahme. Bei den Konzepten handelt es sich folglich weitgehend um Ansätze mit einer eher kurz- bis mittelfristigen Perspektive. Dieser Zeitrahmen (von ca. 15 Jahren) ist bei einigen Ansätzen aufgrund der Vorteile für die Umsetzung bewußt gewählt worden (Nachhaltigkeitsstudie). Beispielsweise ermöglicht die gewählte Zeitspanne den am Prozeß beteiligten Akteuren die eigene Beobachtung, Analyse und Bewertung der Ergebnisse und entspricht somit den beschriebenen Kriterien. Angesichts der Schwierigkeiten, wissenschaftliche, technologische und soziale Veränderungen zu prognostizieren, ist die Wahl einer darüber hinausgehenden Zeitvorgabe begrenzt. Die formulierten Ziele stellen damit nur erste Schritte in die gewünschte Richtung dar, bieten aber noch keine wirklich langfristige Perspektive. Mit einem längerfristigen Zielkonzept ist folglich vorerst nicht zu rechnen. Der Umweltrat befürwortet den in den Studien gewählten Zeitrahmen als ersten Schritt in die richtige Richtung.

Möglichkeiten der Weiterentwicklung

134. Allen Ansätzen gemeinsam ist die Forderung, daß sich Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele stets an neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen orientieren müssen und Veränderungen in Wirtschaft, Technologie und Gesellschaft mit einbezogen werden sollen. Die Problematik Kontinuität versus Korrektur ist in den meisten Ansätzen noch ungelöst (Tz. 95). Mit Ausnahme des 5. Umweltaktionsprogramms, das nach seiner Evaluierung überarbeitet werden soll, ist für die anderen Ansätze zur Zielformulierung bislang keine Evaluierung und Fortschreibung vorgesehen.

Beteiligung

135. Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele werden in den vorgestellten Ansätzen überwiegend von Wissenschaftlern unterschiedlicher Fachdisziplinen erarbeitet. Die Konzepte sind damit stark auf den wissenschaftlichen Raum ausgerichtet, auch wenn allen Ansätzen – in Anlehnung an die Agenda 21 – die Forderung nach der Einbindung relevanter gesellschaftlicher Akteure gemeinsam ist. Die Aktivitäten des Bundesumweltministeriums und der Enquete-Kommission greifen diese Forderung auf. Im Konzept der Enquete-Kommission ist das Einbeziehen aller gesellschaftlicher Gruppen in Form von Anhörungen vorgesehen. Inwieweit die daraus resultierenden Ergebnisse berücksichtigt werden, ist noch unklar. Im Zielfindungsprozeß des BMU werden gesellschaftliche Akteure in den sechs Arbeitsgruppen beteiligt. Jeder Arbeitskreis besteht aus circa 30 Vertretern, die circa 170 verschiedene Institutionen und Verbände repräsentieren. Welches Prozedere bei der Auswahl der zu beteiligenden gesellschaftlichen Vertreter zur Anwendung gekommen ist, bleibt undurchsichtig und ist auch durch die unzureichende Dokumentation nicht nachvollziehbar. Auch die anderen Ansätze gehen bisher auf die Auswahl der zu Beteiligenden nicht ein. Offensichtlich besteht noch weitgehend Unklarheit über die Auswahlkriterien. Die in den Arbeitsgruppen der BMU-„Schritte-Initiative" entstandenen Zwischenergebnisse sollen durch konsensorientierte Diskussions- und Aushandlungsprozesse weiterentwickelt werden und in ein umweltpolitisches Schwerpunktprogramm einfließen. In welcher Weise mit den dann noch verbleibenden Dissenspunkten umgegangen wird, ist noch offen. Insgesamt bleiben die Konzepte in bezug auf die Beteiligung noch recht unverbindlich. Zudem gibt es immer wieder Befürchtungen, daß eine Beteiligung das Verfahren der Zielfestlegung zum einen verlangsame und damit die politische Entscheidungsfindung verzögere, während die sich rasch verändernden Rahmenbedingungen immer schnellere politische Entscheidungen forderten und zum anderen durch Verzicht auf strittige Themenbereiche Konflikte zwar minimiert, Probleme aber ungelöst blieben. Der Umweltrat hingegen befürwortet den formulierten Anforderungen entsprechend dennoch die Beteiligung gesellschaftlicher Akteure, insbesondere auch von Verursachern in Hinblick auf die Vorteile, die sich daraus ergeben, wie etwa eine bessere Akzeptanz und damit eine leichtere Umsetzbarkeit umweltpolitischer Zielsetzungen. Der Umweltrat hält jedoch eine Regelung der Beteiligung für notwendig.

136. Die Einbeziehung von Verursachern wird in einigen Konzepten nicht erst bei der Beteiligung, sondern bereits durch die Zuordnung der Ziele zum Beispiel zu bestimmten Sektoren und Branchen angesprochen.

Das 5. Umweltaktionsprogramm stellt bei den meisten Zielen diesen Bezug her. Mit dem Bezug zu Zielgruppen entscheidet es nicht zuletzt auch über die Verteilung von Umweltnutzungen und Reduzierungslasten auf einzelne Sektoren und Gruppen von Wirtschaft und Gesellschaft. Dennoch bleibt der Verursacherbezug nach Einschätzung des Europäischen Parlaments zu undifferenziert (DNR, 1996). Die Enquete-Kommission und das Bundesumweltministerium lassen keine einheitliche Strategie bei der Benennung von Verursachern erkennen. In der Nachhaltigkeitsstudie des UBA spiegelt sich der Bezug zu Verursacherbereichen bereits grob in der Themenstruktur (Mobilität, Handel, Nahrungsmittelproduktion usw.) wider und wird bei der Bearbeitung der einzelnen Themenfelder weiter konkretisiert. Das Wuppertal Institut hingegen setzt seine Ziele explizit in Bezug zu Sektoren. Dabei orientiert es sich an den Sektoren des 5. Umweltaktionsprogramms. Innerhalb dieser Sektoren werden Möglichkeiten untersucht, die Reduktionsziele zu erreichen. Auswirkungen verschiedener Handlungsmöglichkeiten auf die verschiedenen Zielsetzungen werden berücksichtigt und miteinander abgestimmt. Diese Vorgehensweise erlaubt nicht nur den möglichen Beitrag der einzelnen Sektoren zu evaluieren, sondern auch Handlungsansätze zu identifizieren, die der Erreichung des Gesamtziels am förderlichsten sind.

Bezug zu Indikatoren

137. Das 5. Umweltaktionsprogramm selbst läßt die Verbindung von Umweltqualitäts- und Umwelthand-

lungszielen zu Indikatoren vermissen, aber im Rahmen seiner Evaluierung durch die Europäische Umweltagentur werden für einige Ziele im Bereich stofflicher Emissionen Umweltindikatoren herangezogen (EUA, 1995). Das BMU, die Enquete-Kommission und der Sachstandsbericht Wasser des UBA konzentrieren sich ebenfalls ausschließlich auf die Zielerstellung. Lediglich bei der Nachhaltigkeitsstudie des Umweltbundesamtes und dem Ansatz des Wuppertal Instituts wird das Zusammenwirken von Indikatoren und Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen dargestellt. Das Wuppertal Institut beschreitet dabei den nicht unproblematischen pragmatischen Weg und formuliert seine Umweltziele auf der Basis einer begrenzten Auswahl vorhandener Indikatoren (vgl. Tz. 182 f.). Diese Vorgehensweise ist insofern kritikwürdig, als Indikatoren bei der Ableitung der Ziele eine lediglich unterstützende Funktion zukommt (vgl. Tz. 237, 244). Das Umweltbundesamt hingegen formuliert in seiner Nachhaltigkeitsstudie erst die Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele und versucht dann, entsprechende Indikatoren zur Überprüfung des Zielerreichungsgrades zu finden beziehungsweise neu zu bilden. Dabei hat das Umweltbundesamt auf bereits vorhandene Indikatorenvorschläge zurückgegriffen und versucht, diese auf die von ihm ausgewählten Themenfelder zu übertragen. Der Umweltrat hält diese Vorgehensweise für sachgerechter. Resultat ist ein erster pragmatischer Indikatorensatz, der aus 22 Indikatoren besteht, die den Problembereichen zugeordnet werden.

Bezug zu Instrumenten

138. In allen Konzepten werden Zielsetzungen in der einen oder anderen Form in Bezug zu Instrumenten und/oder Maßnahmen gesetzt. Allerdings wird in keinem Fall eine klare Unterscheidung der beiden Begriffe vorgenommen. Deshalb werden auch vom Umweltrat in dieser Analyse die beiden Begriffe synonym verwendet.

Der Bezug zu Instrumenten wird in allen Konzepten befürwortet, und ein Mix aus ordnungsrechtlichen, marktorientierten und informatorischen Instrumenten wird für sinnvoll erachtet. Zu welchem Zeitpunkt im Verfahren der Zielformulierung dieser Bezug hergestellt werden soll, bleibt in den meisten Fällen jedoch offen. Das 5. Umweltaktionsprogramm stellt den Zielen teilweise direkt allgemeine oder konkrete Instrumente und Maßnahmen zu ihrer Umsetzung gegenüber. Das Umweltbundesamt spricht sich in einer Anhörung für die Ableitung von Umweltqualitäts- und fachlichen Umwelthandlungszielen aus, ohne zunächst einen expliziten Bezug zu umweltpolitischen Instrumenten und Maßnahmen herzustellen (Anhörung am 4./5. Oktober 1995). In seiner Nachhaltigkeitsstudie stellt es den Bezug zwischen Zielen und Maßnahmen mittels der drei verschiedenen Szenarien (Status quo, Effizienz sowie Struktur- und Bewußtseinswandel) her, die in Abhängigkeit vom Anspruch des Szenarios unterschiedlich ausgestaltete Maßnahmenbündel enthalten. Auch stellt die Studie den Bezug zu konkreten Instrumenten her. Der Sachstandsbericht Wasser konzentriert sich rein auf die Zielformulierung. Das Wuppertal Institut stellt nicht einzelnen Zielen Maßnahmen gegenüber, sondern versucht, in einem getrennten Kapitel zu ermitteln, welcher Maßnahmen es in den ausgewählten Sektoren bedarf, um die Umweltziele zu erreichen. Darüber hinaus wird versucht, die Wechselwirkungen und Verflechtungen zwischen den Maßnahmen ansatzweise darzustellen (vgl. Tz. 136). Im „Schritte-Papier" des Bundesumweltministeriums werden in einigen Fällen Ziele mit Maßnahmen verknüpft; diese werden als Handlungsansätze bezeichnet (BMU, 1996b). Umfassende Maßnahmenkataloge werden erst im Rahmen der Arbeitskreise erarbeitet. Die Enquete-Kommission geht davon aus, daß die Wahl eines umweltpolitischen Instrumentes nicht nur von der Zielrichtung, sondern entscheidend von der Größe und Geschwindigkeit der angestrebten Veränderung abhängt. Bis auf wenige Ausnahmen verknüpft die Enquete-Kommission folglich ihre Umwelthandlungsziele nicht mit Instrumenten und Maßnahmen, da diese weitgehend nicht quantifiziert sind (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1997).

Verrechtlichung

139. Bei den im 5. Umweltaktionsprogramm festgelegten Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen handelt es sich nicht um rechtsverbindliche Entscheidungen, die mit Sanktionen durchgesetzt werden können. Die Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Konzept des Bundesumweltministeriums bilden den Status quo ab. Somit ist die Art der Verbindlichkeit größtenteils als internationale Konvention, EU-Richtlinie, Verordnung, technische Anleitung oder als Programm gegeben. Die Ziele der Arbeitskreise beim BMU sollen in ein umweltpolitisches Handlungsprogramm einfließen, folglich sind auch sie als politische Selbstfestlegung konzipiert. Die von der Enquete-Kommission abgeleiteten Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele haben keinerlei Verbindlichkeit, sondern sollen als Grundlagen für Entscheidungen des Parlaments dienen. Die Aussicht auf Umsetzung der Ziele durch die Politik ist gering in Anbetracht dessen, daß bisher kaum eines der von der Enquete-Kommission formulierten Ziele im Bereich Klima oder Stoffströmen in politische Maßnahmen umgewandelt worden ist.

Kontrolle der Zielerreichung

140. Lediglich das 5. Umweltaktionsprogramm ist bereits einmal evaluiert worden. Verbesserungsvorschläge sind bereits von Seiten des Europäischen Parlaments und des European Environmental Bureau (EEB) gemacht worden (DNR, 1996; van ERMEN, 1996). In den anderen Dokumenten finden sich keine Aussagen dazu.

Fazit

141. Die deutsche Umweltpolitik verfügte schon lange vor der Konferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro über Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele in einzelnen Bereichen. Seit Anfang der neunziger Jahre liegen auch Erfahrungen mit

Umweltqualitätszielen auf kommunaler Ebene vor. Trotzdem steht die Erarbeitung eines klar durchstrukturierten, funktionsfähigen und transparenten Umweltqualitätszielkonzepts auf nationaler Ebene sechs Jahre nach Rio noch am Anfang. Wie der Vergleich der verschiedenen Ansätze gezeigt hat, stößt die Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen auf verschiedene Schwierigkeiten wissenschaftlich kognitiver und methodischer Art. Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele sind bislang nur für einige Bereiche wissenschaftlich mit hinreichender Sicherheit ableitbar. Eine erprobte Methode, die die Ableitung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen für alle Problem- und Umweltbereiche ermöglicht, liegt nicht vor. Folglich sind die umweltpolitischen Ziele meistens weder sachlich noch räumlich oder zeitlich hinreichend konkretisiert und genügen auch den anderen Anforderungen bezüglich Transparenz, Nachvollziehbarkeit, Indikatorenbezug usw. nur bedingt.

Umweltqualitätsziele können aufgrund der wissenschaftlichen Unsicherheiten und der einfließenden gesellschaftlichen Werturteile nicht von staatlicher Seite vorgegeben werden, sondern können nur in einem gesellschaftlichen Prozeß entwickelt werden. Die Betrachtung der vorhandenen Ansätze verdeutlicht, daß Unklarheit herrscht, wie die Beteiligungsstruktur in einem solchen Prozeß ausgestaltet sein sollte beziehungsweise welche Kriterien für die Auswahl der zu Beteiligenden zugrunde zu legen sind.

Insgesamt ist festzustellen, daß noch erhebliche Anstrengungen erforderlich sind, um Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele zu einer funktionierenden Grundlage (AS) umweltpolitischer Entscheidungsfindung zu machen.

Wie die Ergebnisse auf nationaler Ebene („Schritte-Initiative" des BMU) und auf kommunaler Ebene zeigen, kann man erst nach einer relativ langen Anlaufphase greifbare inhaltliche Ergebnisse erwarten. Erst nach einer Phase, in der viele konzeptionelle, formale und strukturelle Fragen geklärt werden müssen, können sich die Vorteile eines solchen Instrumentes entfalten. Die Erfahrungen auf kommunaler Ebene zeigen jedoch auch, daß ohne den notwendigen politischen Willen Umweltqualitätsziele ihre Wirkung im Sinne der Vorsorge nur eingeschränkt entfalten können.

1.4 Gegenwärtige Aktivitäten zur Bildung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren

1.4.1 Zur Einordnung von Indikatoren

142. Schon im Umweltgutachten von 1974 hat der Umweltrat Umweltindikatoren als ein Hilfsmittel der Umweltpolitik mit unterschiedlichen Teilaufgaben charakterisiert (vgl. SRU, 1974, Tz. 832).

Zu unterscheiden sind weitgehend deskriptive Aufgaben, wie

- Beschreibung des Zustandes der Umwelt,
- Diagnose bestehender und Prognose künftiger Umweltbelastungen

sowie normative Aufgaben, wie

- Bewertung der Umweltbelastungen und des Umweltzustandes (auch im internationalen Vergleich),
- Hilfestellung bei der Formulierung und Präzisierung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen,
- Beitrag zur öffentlichen Aufklärung und Kommunikation über die Umweltsituation,
- Erleichterung der politischen Entscheidungsfindung und Prioritätensetzung,
- Testen von Umweltschutzstrategien und -einzelplanungen und
- Erfolgskontrolle von Umweltschutzmaßnahmen.

Bei den deskriptiven Aufgaben ist nach heutigem Verständnis noch die Beschreibung der ergriffenen Umweltschutzmaßnahmen („response", vgl. Tz. 155) zu ergänzen. Eine weitere Aufgabe von Umweltindikatoren, die eng mit der oben genannten verknüpft, aber doch gesondert betrachtet werden muß, besteht darin, Wohlfahrtsänderungen anzuzeigen, die von der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung bisher unberücksichtigt geblieben sind.

143. Indikatoren werden in den verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen in Abhängigkeit von der Art und Qualität der Daten unterschiedlich definiert, was insbesondere bei den sogenannten Nachhaltigkeitsindikatoren wegen ihres interdisziplinären Anspruchs ein Problem darstellt. Deshalb sollen Indikatoren im vorliegenden Zusammenhang unabhängig von der Art und Qualität der Daten allgemein als Kenngrößen definiert werden, die zur Abbildung eines bestimmten, nicht direkt meßbaren und oftmals komplexen Sachverhalts (Indikandum) festgelegt werden. Dabei spielt auch das zugrunde liegende Aggregationsniveau zunächst noch keine Rolle. Es hängt also vom Verwendungszweck ab, ob eine Größe als Indikator dient und wie sie gestaltet sein muß. Damit erlangt ein Indikator seine Funktion nur in einem bestimmten Verwendungszusammenhang. Umweltindikatoren dienen der Abbildung und Kennzeichnung von komplexen Umweltsachverhalten. Die in der Regel in den Indikatoren enthaltenen informatorischen Verdichtungsprozesse sollen eine zusammenfassende Beurteilung des Zustands und der Entwicklung der Umwelt erleichtern.

Durch den Vergleich von verdichteten Umweltbelastungs-, Zustands- und Reaktionsdaten mit Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen können im Unterschied zu weitgehend deskriptiven Verhältniszahlen (Ist-Ist-Indikatoren) normative Kennzahlen (Soll-Ist-Indikatoren) gebildet werden. Umweltindikatoren können sowohl in physischen als auch in monetären Einheiten dargestellt werden. Im nachfolgenden Kapitel 1.4.2 werden Indikatorensets untersucht, die überwiegend auf physisch-quantitative Kenngrößen zurückgreifen. Monetäre Indikatoren, die vor allem in der Umweltstatistik oder in ökonomischen Ansätzen Verwendung finden, werden hier nicht erneut untersucht (vgl. hierzu zum Beispiel RENNINGS und HOHMEYER, 1997; RENNINGS, 1994; RICHTER, 1994).

144. Bereits seit längerem werden Umweltindikatoren in einzelnen Feldern der Umweltpolitik zur Erfassung und Bewertung der Umweltsituation eingesetzt, zum Beispiel im Rahmen der Beurteilung der Gewässerhygiene, der Raum- und Landschaftsplanung, der Eingriffsregelung oder der Umweltverträglichkeitsprüfung. Auch in der Umweltberichterstattung sind Indikatoren schon immer zur Unterrichtung der Öffentlichkeit genutzt worden. Somit dienen Umweltindikatoren bereits seit geraumer Zeit mehr oder weniger indirekt der Entscheidungsfindung, insbesondere auf administrativer Ebene bei Eingriffen in den Naturhaushalt.

145. Durch die internationale Festlegung auf das Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung auf der UNCED-Konferenz in Rio de Janeiro 1992 hat die Diskussion um Umweltindikatoren als Hilfsmittel der Umweltpolitik über Fachkreise hinaus aber neue Impulse bekommen.

Seither wird von verschiedenen Seiten und auf unterschiedlichen Ebenen der Bedarf an Umweltindikatorensystemen formuliert. Im Unterschied zu den vorhandenen Einzelindikatoren sollen Indikatorensysteme auf einem höheren Aggregationsniveau die komplexe Aussagenvielfalt reduzieren und einen repräsentativen, politisch handhabbaren Überblick über die Umweltsituation geben. Die Nutzer solcher Indikatorensysteme müssen sich dabei stets bewußt sein, daß Indikatoren immer eine sehr weitgehende Reduktion der komplexen Realität bedeuten (SRU, 1994, Tz. 252). In der gegenwärtigen Diskussion wird von Umweltindikatorensystemen erwartet, daß sie eine handlungsorientierte Erfassung und Bewertung des Umweltzustandes und der Umweltbelastungen erlauben. Zur Bewertung gehört insbesondere die Einschätzung des Beitrags bestimmter Verursachergruppen zur Umweltbelastung und eine zusammengefaßte Darstellung der Umweltqualität eines Landes im internationalen Vergleich. Hierzu muß der Bezug zu konkreten gesellschaftlichen Zielsetzungen hergestellt werden. Daneben sollen Umweltindikatorensysteme Entwicklungstrends aufzeigen und der Prognose von künftigen Umweltbelastungen dienen. Unter diesen Voraussetzungen sollen Umweltindikatorensysteme als Ausgangsbasis für Prioritätensetzungen innerhalb der Umweltpolitik fungieren und die Entscheidungsfindung im politisch-administrativen System unterstützen (LÜBBE, 1996; ZIESCHANK und van NOUHUYS, 1995).

146. Der Umweltrat hat im Umweltgutachten von 1994 deutlich gemacht, daß er die Verfügbarkeit von Indikatoren als eine Voraussetzung für die Umsetzung des Nachhaltigkeitsleitbildes in die praktische Politik betrachtet (SRU, 1994, Tz. 143). So hat der Umweltrat die Entwicklung eines Satzes von abiotischen und biotischen Größen gefordert, die den Zustand der Umwelt und die Einwirkungen des Menschen auf die Umwelt beschreiben. Der Umweltrat hat weiter gefordert, daß die Ableitung von quantitativen Umweltindikatoren in mehreren Stufen, die auf das Leitbild der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung und das Vorsorgeprinzip ausgerichtet sind, erfolgen soll (SRU, 1994, Abb. 1.6). Nach diesem Ansatz sind aus dem Leitbild und den daraus folgenden Leitlinien (Handlungsprinzipien) zunächst Umweltqualitätsziele abzuleiten. Die weitere, unter Umständen quantitative Konkretisierung dieser Qualitätsziele führt zu Umweltqualitätsstandards (ebd., Tz. 181). Sowohl Umweltqualitätsziele als auch -standards dienen der Bewertung von Umweltindikatoren beziehungsweise der Aufstellung von Soll-Ist-Indikatoren. In umgekehrter Richtung sind Umweltindikatoren auch ein Hilfsmittel für die Konkretisierung beziehungsweise Präzisierung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen (siehe hierzu ausführlich Abschn. 1.3.3 und Kap. 1.5).

147. Bereits in der Agenda 21 wird in Kapitel 40.6 („Informationen für den Entscheidungsprozeß") neben dem Aufbau von integrierten umweltökonomischen Gesamtrechnungssystemen die Entwicklung von Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung gefordert. Dabei angesprochen sind die Staaten auf nationaler Ebene sowie staatliche und nichtstaatliche Organisationen auf internationaler Ebene.

Im Unterschied zu „reinen" Umweltindikatoren, die sich ausschließlich auf den Umweltaspekt der Nachhaltigkeit konzentrieren, sind „Nachhaltigkeitsindikatoren" weiter gefaßt; letztere sollen auch die sozialen, wirtschaftlichen und politisch-institutionellen Aspekte einer nachhaltigen Entwicklung berücksichtigen. (Zu den politisch-institutionellen Aspekten einer nachhaltigen Entwicklung gehören zum Beispiel der Beitrag von Wissenschaft und Forschung, die Förderung der Schulbildung, des öffentlichen Bewußtseins und der beruflichen Bildung, die Stärkung einheimischer personeller und institutioneller Kapazitäten, institutionelle Vorkehrungen im System der Vereinten Nationen, die Verbesserung internationaler Rechtsinstrumente und -mechanismen u. a. m.; vgl. Agenda 21.) Übertragen auf das Leitbild sollen diese Indikatoren ein Instrument zur Überprüfung des Fortschritts in Richtung einer nachhaltigen Entwicklung auf nationaler Ebene sein. Sie sind damit eines von mehreren Instrumenten zur Unterstützung des politischen Entscheidungsprozesses, zur Verbesserung der Information der Öffentlichkeit und der Kommunikation über komplexe Zusammenhänge. Die Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren kann außerdem dazu beitragen, die internationale Berichterstattung zu vereinfachen und zu harmonisieren und prioritäre Problemfelder von dauerhaft umweltgerechter Entwicklung zu identifizieren. Besonders die Berichtspflichten aus internationalen Vereinbarungen (OECD, Agenda 21 bzw. Kommission für nachhaltige Entwicklung (CSD), UNSTAT, EUROSTAT) haben in Deutschland den Anstoß für die Umweltindikatorenentwicklung gegeben.

Angesichts des breiteren, auf Integration angelegten Blickwinkels bei Nachhaltigkeitsindikatoren wäre eine bloße Übernahme von Umweltindikatorensets sicher nicht zielkonform. Gleichwohl können vorhandene Umweltindikatorensysteme als Diskussionsgrundlage für die Aufnahme von geeigneten Umweltindikatoren in ein System von Nachhaltigkeitsindikatoren dienen.

148. Ein wichtiger Aspekt der derzeitigen Indikatorendiskussion, der in entsprechenden Expertenkrei-

sen immer wieder für Meinungsverschiedenheiten sorgt, ist die Unterscheidung zwischen überwiegend deskriptiven (Ist-Ist-) und überwiegend normativen (Soll-Ist-)Indikatoren. Während in der bisherigen Diskussion um Umweltindikatoren deskriptive Indikatoren im Mittelpunkt stehen, wird in der Diskussion um Nachhaltigkeitsindikatoren zunehmend – so auch vom Umweltrat – die Bildung von normativen Indikatoren gefordert. Damit sind Indikatoren gemeint, die explizit auf Ziel- beziehungsweise Sollgrößen bezogen sind und mit deren Hilfe beispielsweise der Erfüllungsgrad einer umweltpolitischen Zielsetzung aufgezeigt werden kann. Der Übergang zwischen beiden Indikatorenkategorien ist fließend, denn nicht erst der Bezug auf eine Zielgröße beinhaltet eine Wertung, sondern auch schon die Auswahl des Indikators an sich, der Bezugsgröße oder des Bezugszeitraums usw. Der Begriff des Nachhaltigkeitsindikators und vor allem seine Funktion legen nahe, daß diese Indikatoren bereits auf Nachhaltigkeitsziele bezogen werden und somit per definitionem normiert sind. Über dieses Kennzeichen von Nachhaltigkeitsindikatoren herrscht in Fachkreisen jedoch keine Einigkeit. Der Umweltrat empfiehlt, Nachhaltigkeitsindikatoren von vornherein so in Abstimmung mit Nachhaltigkeitszielen zu konzipieren, daß sie unmittelbar als Instrument zur Überprüfung des Entwicklungspfades einer Gesellschaft eingesetzt werden können. Das bedeutet nicht, daß sie von vornherein als Soll-Ist-Größen zu formulieren sind. Auch deskriptive Indikatoren, die in einem weiteren Schritt zum Beispiel mit noch festzulegenden Umweltqualitätszielen oder -standards verglichen werden, können zu den Nachhaltigkeitsindikatoren – im weiteren Sinn – gehören.

149. In der Diskussion um die Aufstellung von Umweltindikatorensystemen werden im wesentlichen zwei alternative Verfahrensansätze unterschieden: Beim Vorgehen von „oben nach unten" (Top-Down-Verfahren) wird von wissenschaftlichen Modellvorstellungen oder gesellschaftlichen Zielsystemen ausgegangen, auf deren Basis Anforderungskriterien für Indikatoren abgeleitet werden. Anhand dieser Anforderungskriterien soll möglichst gezielt auf vorhandene Berichtssysteme und Einzelindikatoren Zugriff genommen werden. Die ausgewählten Indikatoren sollen beispielsweise Aussagen zum Zielerreichungsgrad ermöglichen. Demgegenüber wird beim Vorgehen „von unten nach oben" (Bottom-Up-Verfahren) von einer möglichst vollständigen und damit zwangsläufig kleinräumigen Beschreibung der Umweltsituation oder von vorhandenen Daten ausgegangen und nach oben hin aggregiert. Für die praktische Handhabbarkeit sollte ein Vorgehen von oben nach unten gegenüber neuen (Umwelt-)Problemen offen und flexibel sein, so daß diese in den Ansatz integriert werden können (Wahrung der Problemadäquanz). Ein Vorgehen von unten nach oben sollte bei der Beschreibung der Umweltsituation in einem gewissen Umfang zielorientiert verfahren und dabei die Eignung von Daten für die jeweils höhere Aggregationsebene beachten (Wahrung der Zieladäquanz). In der Praxis ist davon auszugehen, daß sich die verschiedenen Indikatorensysteme in den unterschiedlichen Phasen der Indikatorenbildung beider Verfahrensansätze bedienen. Ein Ansatz auf der mittleren Ebene wird beispielsweise mit den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen verfolgt (vgl. Abschn. 1.4.2.2).

150. Für die Aufstellung von Indikatorensystemen werden eine Reihe von Anforderungen diskutiert (u. a. LOSKE und BÖHMER, 1996; WALZ et al., 1996; ZIESCHANK et al., 1993). Der Umweltrat hat seinerseits einen Katalog von Kriterien erarbeitet, um die Anforderungen an Indikatorensysteme zu konkretisieren (SRU, 1994, Abschn. I.2.2.2). Neben der exemplarischen Ableitung von Indikatoren hat dieser Kriterienkatalog auch zur Bewertung der ersten Indikatorensets gedient, die im Berichtszeitraum des Umweltgutachtens 1994 vorgelegen haben. Diese Kriterien sind erneut in Tabelle 1.4-1 aufgelistet.

Die Kriterien, die es im Idealfall zu berücksichtigen gilt, sind als Gesamtsystem betrachtet nicht widerspruchsfrei. Darauf haben unter anderen das Wuppertal Institut (LOSKE und BÖHMER, 1996) und das Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung hingewiesen (WALZ et al., 1996). Zum Beispiel werden für die Berücksichtigung der ökologischen Grundanforderungen, die mit dem Anspruch verbunden sind, möglichst Ursache-Wirkungsbeziehungen abzubilden, eher umfangreiche Indikatorensysteme benötigt, welche den Anforderungen an den Aufwand und dem Bedarf der Öffentlichkeit nach einem anschaulichen Überblick über die Umweltsituation tendenziell entgegenstehen. Ein Lösungsansatz dieses Problems könnte darin liegen, unterschiedliche Aggregationsniveaus zu bilden und die hierzu notwendigen normativen Verfahrensschritte transparent und nachvollziehbar zu machen. Dieses Beispiel soll genügen, um zu zeigen, daß der vom Umweltrat empfohlene Kriterienkatalog zur Aufstellung von Umweltindikatoren nicht nur zur Abwägung zwischen den Kriterien herausfordert, sondern auch einen Anstoß zur Weiterentwicklung geben und zu methodischen Konsequenzen führen soll.

151. Für die hier im Mittelpunkt stehende Betrachtung der Funktion von Indikatoren als Hilfsmittel der politischen Entscheidungsfindung und Prioritätensetzung sind nach Plausibilitätsüberlegungen folgende Kriterien bzw. Fragestellungen besonders wichtig:

- Welcher Modellrahmen und welche Selektionskriterien werden der Indikatorenbildung zugrunde gelegt?
- Werden die Indikatoren mit Blick auf ihre Anwendbarkeit nachvollziehbar aggregiert?
- Wird zur Identifizierung von räumlichen Belastungsschwerpunkten räumlich und zur Bestimmung von Verursachergruppen sektoral differenziert?
- Werden die Indikatoren in Bezug zu Zielgrößen gesetzt und somit einer Bewertung unterzogen?

Ein weiteres wichtiges Merkmal ist, welcher Verfahrensansatz – „Top down" oder „Bottom up" – bei der Indikatorenauswahl gewählt wurde, um auf die möglichen Gefahren der mangelnden Problem- bzw. Zieladäquanz des jeweiligen Indikatorensystems hinzuweisen. Für die Bestimmung von politischen Themen

Tabelle 1.4-1

Kriterienkatalog für ein nationales Umweltindikatorensystem

Kategorien	Kriterien
Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung	
Ausrichtung	Ressourceneffizienz Tragekapazität Biodiversität Gesundheitsschutz
Normative Elemente	Bezug der Indikatoren zu Zielgrößen
Ökologische Grundanforderungen	
Raumbezug	bei Erfassung, Bewertung, Darstellung Erfassung von Mehrfachbelastungen
Zeitbezug	Erfassung zeitlicher Spitzenbelastungen Frühwarnung Adäquanz der Zeiträume
Sachlicher Bezug	Einfluß auf Stoffe, Organismen, Strukturen, Funktionen Betonung des Risikos der Irreversibilität
Allgemeine wissenschaftliche Anforderungen	
Modell	Transparenz
Grundlegende Anforderungen	Verläßlichkeit, Reproduzierbarkeit der Ergebnisse
Aggregation	Nachvollziehbarkeit der Verfahren
Selektion	Nachvollziehbarkeit der Auswahlkriterien
Anforderungen verschiedener Nutzer	
Andere Wissenschaften	Relevanz für ökonomisch-ökologische Probleme
Politik	Steuerbarkeit, Zielorientierung der Indikatoren
Öffentlichkeit	Verständlichkeit der Indikatoren
Internationaler Kontext	Kompatibilität mit internationalen Systemen
Praktische Anforderung	vertretbarer Aufwand

nach SRU, 1994

beziehungsweise Handlungsfeldern ist außerdem von Bedeutung, welche inhaltliche Struktur gewählt wurde. Unter praktischen Gesichtspunkten ist von Interesse, ob ein Indikatorensystem umsetzungsreif beziehungsweise anwendungsnah ist.

1.4.2 Vorliegende Konzepte

152. Seit der ersten Grobeinschätzung von Indikatorensystemen, die der Umweltrat im Umweltgutachten 1994 vorgenommen hat, sind auf internationaler und nationaler Ebene eine Reihe von Indikatorensystemen weiterentwickelt, ergänzt oder neu geschaffen worden. Zum Teil ist deren Entwicklung noch nicht abgeschlossen.

Die laufenden Aktivitäten können unterschieden werden in die Entwicklung von

- Indikatorensystemen, die in erster Linie der Verbesserung der Umweltberichterstattung dienen (Abschn. 1.4.2.1),
- Umweltindikatorensystemen, die im Rahmen von Umweltökonomischen Gesamtrechnungen erstellt werden (Abschn. 1.4.2.2), sowie von
- Nachhaltigkeitsindikatorensystemen, die die verschiedenen Aspekte einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung berücksichtigen sollen (Abschn. 1.4.2.3).

Die Unterscheidung von Umweltindikatoren der Umweltberichterstattung, der Umweltökonomischen

Gesamtrechnungen und Nachhaltigkeitsindikatoren wird an dieser Stelle gewählt, um den Kontext und die Zielsetzung der jeweiligen Arbeiten zu verdeutlichen.

153. Im folgenden werden einige dieser Indikatorensysteme anhand der oben genannten Kriterien dargestellt und verglichen (zusammenfassende Darstellung in Tab. 1.4-2 und 1.4-3). Dabei richtet sich deren Auswahl danach, ob sie für eine Anwendung in Deutschland gedacht sind oder ob sie in internationalen Organisationen erarbeitet werden, bei denen Deutschland Mitglied ist, und/oder ob sie für nationale Berichterstattungen oder Projektberichte in Betracht gezogen werden.

1.4.2.1 Indikatorensysteme für die Umweltberichterstattung

154. Eine der ersten internationalen Initiativen zur Bildung von Umweltindikatorensystemen für die Umweltberichterstattung geht von *der Organization for Economic Cooperation and Development (OECD)* aus (OECD, 1991). Die Entwicklung von nationalen Umweltindikatoren auf OECD-Ebene soll explizit dem Ziel der Integration von umwelt- und wirtschaftspolitischer Entscheidungsfindung dienen. Es wird angestrebt, mit Hilfe von Umweltindikatoren eine Grundlage für internationale Kooperationen und Konventionen zu schaffen sowie eine Förderung und vergleichende Bewertung der Umweltpolitik in den einzelnen Mitgliedstaaten zu ermöglichen. Konkret werden Umweltindikatoren als eine von mehreren Informationsgrundlagen für Länderprüfberichte angesehen, in denen die Umweltschutzaktivitäten einzelner Länder bilanziert und bewertet werden sollen.

155. Zu jedem der Umweltproblembereiche hat die OECD in Anlehnung an den von FRIEND und RAPPORT (1991) entwickelten Stress-Ansatz Indikatoren über die Belastung der Umwelt durch menschliche Aktivitäten („pressure"), zum Umweltzustand im Sinne der Umweltqualität sowie zur Qualität und Quantität von natürlichen Ressourcen („state") und zu Maßnahmen als Reaktion auf Verschlechterungen des Umweltzustandes („response") entwickelt (vgl. im folgenden Tab. 1.4-2).

In einem weiteren Entwicklungsschritt des Ansatzes soll eine Aggregation der Indikatoren innerhalb der Problembereiche vorgenommen werden. Des weiteren wird bei den Belastungsindikatoren eine sektorale Untergliederung angestrebt. Dabei ist noch offen, ob die sektorale Disaggregation nach Unternehmen der einzelnen Wirtschaftszweige oder nach vergleichbaren Produktionsprozessen erfolgen soll. Eine räumliche Disaggregation der nationalen Darstellungsebene ist demgegenüber nicht beabsichtigt, wobei allerdings regionale Umweltprobleme von nationaler Bedeutung durchaus Berücksichtigung finden sollen.

Nach dem Verständnis der OECD sollen die Indikatoren einen deskriptiven Charakter haben; eine Bewertung der durch die Ist-Indikatoren angezeigten Umwelttrends ist somit nicht vorgesehen.

156. In den kommenden Jahren soll die Datensituation vor allem auf dem Gebiet der Belastungen und der gesellschaftlichen Reaktionen verbessert werden, hier insbesondere in den Bereichen Luft, Abfall, Wasser/Abwasser, Landnutzung, Wald- und Fischressourcen, des weiteren bei den Umweltschutzausgaben sowie bei umweltbezogenen Steuern und Gebühren. Die Verbesserung der Datenqualität im Bereich Umweltzustand wird dagegen eher als Aufgabe anderer internationaler Organisationen (z. B. Europäische Umweltagentur) gesehen (Bericht über die 26. Sitzung der AG „Lage der Umwelt" bei der OECD, 1996). (Weitere Informationen zu den einzelnen Untersuchungskriterien enthalten SRU, 1996, Tz. 186; RENNINGS, 1994 sowie SRU, 1994, Tz. 169.)

157. Im Auftrag des *Umweltbundesamtes* wurden *vom Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI)* die kurzfristige Umsetzbarkeit des OECD-Ansatzes und zugleich die Weiterentwicklungsmöglichkeiten von Indikatorensystemen für die nationale Umweltberichterstattung untersucht (WALZ et al., 1996). Mit dem Vorhaben sollte eine inhaltliche Ergänzung der OECD-Vorschläge und damit eine Anpassung an die nationale Situation erfolgen.

Neben der Verbesserung der Information und der Kommunikation über den Zustand der Umwelt soll die Weiterentwicklung von Umweltindikatoren zu einem nationalen Indikatorensystem explizit der Entscheidungsfindung und Prioritätensetzung innerhalb der Umweltpolitik dienen (WALZ et al., 1996, S. 6 f.).

158. Um die geforderte internationale Kompatibilität zu erfüllen, baut das Indikatorensystem methodisch auf dem Pressure-State-Response-Ansatz der OECD auf. Auch inhaltlich ist es auf die ausgewählten Umweltproblembereiche der OECD ausgerichtet; zusätzlich ist das Thema Strahlenschutz aufgenommen worden. Von dem OECD-Ansatz übernommen wurden auch die generellen Indikatoren, die die Einflüsse beziehungsweise die potentiellen Belastungen verdeutlichen sollen, die unabhängig von einzelnen Problembereichen von der allgemeinen Entwicklung in Deutschland auf die Umweltsituation und auf den Ressourcenverbrauch ausgeübt werden.

Die Auswahl der Kriterien für das Indikatorensystem knüpft zwar weitgehend an die vom Umweltrat empfohlenen Kriterien an (SRU, 1994, Abschn. I.2.2.2), tatsächlich berücksichtigt werden aber nur die Kriterien Quantifizierbarkeit und Datenverfügbarkeit, Verständlichkeit und Politikrelevanz sowie das modifizierte Kriterium „ökologische Bedeutung". Bei der ökologischen Fundierung des Systems werden bewußt Abstriche zugunsten einer kurz- bis mittelfristigen Umsetzbarkeit hingenommen. Eine der wesentlichen Voraussetzungen für einen kurzfristigen Einsatz des Indikatorensystems seien verfügbare Daten, weshalb bei der Indikatorenbildung nach dem Bottom-Up-Ansatz vorgegangen worden ist (WALZ et al., 1996). Die Liste der Indikatoren, die für ein deutsches Indikatorensystem vorgeschlagen werden, umfaßt mit 140 Einzelindikatoren weit mehr als der OECD-Ansatz (73 Indikatoren); sie können zu zwei Drittel – und damit zu einem weitaus größeren Anteil

Vergleich ausgewählter Umweltindikatorensysteme

Tabelle 1.4-2

Systeme / Kriterien	Umweltindikatorensysteme		Umweltindikatoren innerhalb Umweltökonomischer Gesamtrechnungen	
	OECD	**Fh-ISI**	**StBA/FFU (Umweltzustandsindikatoren)**	**EUROSTAT (ESEPI-Umweltbelastungsindizes)**
Laufzeit	seit 1991	1993 bis 1996	1994 bis 1997	seit 1994
Modellrahmen für die Indikatoren-typenbildung	Pressure-State-Response-Ansatz	Pressure-State-Response-Ansatz	Pressure-State-Response-Ansatz (bezogen auf UGR); hier nur State	Pressure-State-Response-Ansatz (bezogen auf das Gesamtvorhaben „Green National Accounting"); hier nur Pressures
Verfahrensansatz bei der Indikatoren-auswahl	Bottom-Up-Ansatz	Bottom-Up-Ansatz	teils Bottom-Up-Ansatz, teils Top-Down-Ansatz	Bottom-Up-Ansatz
Inhaltliche Strukturierung der Indikatoren	Themenfelder der aktuellen Umweltdiskussion – Umwelt-problembereiche (10 Oberthemen)	Umweltproblembereiche der OECD, zusätzlich Strahlen-belastung (11 Oberthemen)	in der 1. Stufe Ökosystemtypen, in der 2. Stufe OECD- und weitere Themen	Umweltproblembereiche des 5. Umweltaktionsprogramms (10 Oberthemen)
Aggregation der Umweltindikatoren	angestrebt, Aggregation innerhalb der Problembereiche	angestrebt, Dokumentation der Aggregationsmöglichkeiten	angestrebt, räumlich (s. räumlicher Bezug), sachlich, indem Einzel-indikatoren eines Akzeptors oder eines Ökosystemtyps zusammen-gefaßt werden	angestrebt, Bildung von Belastungsindices und eines Gesamtbelastungsindex'
Räumliche Bezugs-ebene und räumliche Differenzierung	nationale Ebene; regionale Ebene, soweit von nationaler Bedeutung	nationale Ebene; regionale Ebene, soweit von nationaler Bedeutung	Aussagen auf allen räumlichen Ebenen möglich; als repräsentative Darstellungseinheiten dienen Standorttypen	nationale Ebene; räumliche Differenzierung eventuell bei den geplanten Zustandsindikatoren
Sektorale Differenzierung	bei Belastungsindikatoren angestrebt	bei Belastungsindikatoren angestrebt; Beispiele liegen vor	nicht möglich (aber im UGR-Darstellungsbereich „Belastung"/ Umweltschutzmaßnahmen)	im Rahmen der Integration von Wirtschafts- und Umweltindizes (ESI) mit Hilfe einer Emittenten-struktur (ESIS)
Bezug zu Zielwerten/ Normierung	nicht vorgesehen	vorgesehen anhand nationaler Umweltzielwerte	bislang ausgeklammert bekannte Referenzwerte werden aber dokumentiert	relative Bewertung innerhalb von Problembereichen mit Hilfe von Gewichtungsfaktoren
Anwendungsnähe	z. T. kurz- bis mittelfristiger Einsatz möglich; Pilotstudien für Deutsch-land und Island liegen vor; Anwen-dung kurzfristig verfügbarer Indi-katoren; stete Fortentwicklung des Ansatzes	kurzfristiger Einsatz geplant; prototypischer Indikatorenbericht steht noch aus	mittel- bis langfristiger Einsatz geplant; Test der Indikatoren im Rahmen einer Pilotstudie; Erarbeitung eines Handbuchs für die bundesweite Umsetzung	kurzfristiger Einsatz geplant; Erarbeitung eines Handbuches

SRU/UG '98/Tab. 1.4-2

als beim OECD-Ansatz – kurzfristig umgesetzt werden.

Angestrebtes räumliches Aggregationsniveau ist, wie beim OECD-Ansatz, die nationale Ebene mit Ausnahme von regionalen Umweltproblemen, die von nationaler Bedeutung sind. Für eine sektorale Differenzierung sind bereits Vorüberlegungen zu den einzelnen Belastungsindikatoren angestellt worden (WALZ et al., 1996, Kap. 4.4). Die Umsetzbarkeit der sektoralen Untergliederung hängt wesentlich von der Art der zur Verfügung stehenden Daten ab und ist daher von Problembereich zu Problembereich sehr verschieden. Ähnlich verhält es sich mit den Aggregationsmöglichkeiten von Indikatoren innerhalb eines Problembereichs. Der mögliche Aggregationsgrad hängt davon ab, inwieweit konsensfähige Aggregationsvorschläge für eine Gewichtung von in ihrem Wirkungsbezug ähnlichen Indikatoren vorliegen. Eine Aggregation von einzelnen Problembereichen ist noch schwieriger, weil nur in wenigen Teilbereichen quantifizierte Zielwerte zur Verfügung stehen. Im Abschlußbericht des Forschungsvorhabens werden verschiedene Methoden der Aggregation nach Problembereichen dokumentiert, aber noch nicht umgesetzt (WALZ et al., 1996, Kap. 4.3).

In dem Konzept des Fh-ISI ist eine Bewertung der anhand der Indikatoren erfaßten Umwelttrends vorgesehen. Von Nachhaltigkeitsindikatoren, die bereits eine Wertung enthalten, wird aber von vornherein Abstand genommen. Statt dessen wird den Belastungs- und Zustandsindikatoren in einem ersten Schritt eine Liste von bestehenden Umweltzielen gegenübergestellt, um die Vielfalt an Zielen und beteiligten Institutionen aufzuzeigen. In den Bereichen Treibhauseffekt, stratosphärischer Ozonabbau, Eutrophierung und Versauerung scheinen die zur Verfügung stehenden Zielwerte nach Auffassung von Fh-ISI bereits geeignet, um eine Bewertung von indizierten Trends vorzunehmen (WALZ et al., 1996, S. 302 ff.). Zu den Bereichen mit den größten Ziellücken gehören nach Fh-ISI die Biodiversität und der Landschaftsschutz, weil hier quantifizierbare Referenzwerte fehlen und weil viele der erforderlichen Bewertungskriterien regional differenziert werden müssen (z. B. Naturnähe) und damit nur schwer aggregierbar sind.

Zum Abschluß des Vorhabens fand ein Fachgespräch statt, in dem Anregungen für die Weiterentwicklung der vorgelegten Indikatorenvorschläge gesammelt wurden. Über die Vorlage eines prototypischen Indikatorenberichts und die weitere Anwendung wird noch entschieden.

159. Die Landesanstalt für Umweltschutz von Baden-Württemberg hat in Kooperation mit dem Umweltbundesamt einige der OECD-Umweltindikatoren bereits in den Umweltdatenbericht von 1995/1996 (LfU, 1997) aufgenommen. Dabei geht es vorrangig um die Überprüfung der Umsetzbarkeit dieser Indikatoren auf Landesebene.

160. In einigen anderen Staaten liegen zum Teil schon seit längerem nationale Umweltindikatorensysteme vor, auf die hier nicht näher eingegangen wird. Dazu gehören die Niederlande, Kanada, Schweden und Norwegen. Deren ausführliche Darstellung ist dem Abschlußbericht des Fh-ISI (WALZ et al., 1996) und zum Teil auch bereits dem Umweltgutachten 1994 (Abschn. I.2.2.3) zu entnehmen.

1.4.2.2 Umweltindikatoren im Rahmen einer umweltökonomischen Gesamtrechnung

161. Umweltindikatoren werden nicht nur für die Weiterentwicklung der Umweltberichterstattung, sondern auch für den Aufbau der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) benötigt. Mit der „grünen" Gesamtrechnung wird das Ziel verfolgt, die Abnutzung oder den Verbrauch der Natur als Vermögensänderung in die Wirtschaftsbilanz einzubeziehen und letztlich anthropogen verursachte Umweltschäden auf bestimmte ökonomische Tätigkeiten zurückführen zu können. Damit wird eine Verbesserung der Informationsgrundlagen für integrierte ökonomisch-ökologische Steuerungsprozesse angestrebt. Insofern verstehen sich die UGR insgesamt als Lieferanten von Nachhaltigkeitsindikatoren. Bevor eine ökonomische Bewertung der Natur möglich ist, müssen der Zustand und die Qualität der Natur in physischen Größen ermittelt werden. Zu diesem Zweck hat das *Statistische Bundesamt (StBA)* in einem vom Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie geförderten Projekt zusammen mit der *Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin (FFU)* ein Indikatorensystem für die Umweltzustandserfassung in Deutschland entwickelt. Die anderen Themenbereiche der UGR, wie Material- und Energieflußrechnungen, Rohstoffverbrauch, Emittentenstruktur sowie Nutzung von Fläche und Raum, die im Sinne des OECD-Ansatzes Umweltbelastungen („pressure") abbilden, werden mit Hilfe von ökonomischen Gesamtrechnungsmethoden beziehungsweise mit Hilfe eines geographischen Informationssystems abgebildet. Auch für den Bereich der Umweltschutzmaßnahmen („response") stehen Gesamtrechnungsmethoden zur Verfügung. Für die Beschreibung des Umweltzustandes („state") wurde der physische Indikatorenansatz gewählt, weil ökonomische Gesamtrechnungsmethoden hierfür nur begrenzt einsetzbar sind (HOFFMANN-KROLL et al., 1995). Dem hierzu entwickelten Konzept liegen Ökosystemtypen als zentrale ökologische Darstellungseinheiten zugrunde. Es sollen sowohl der Flächenumfang als auch die Qualität der Ökosystemtypen erfaßt und mit Hilfe von Indikatoren auf nationaler Ebene dargestellt werden. Auch die Ergebnisse von Gesamtrechnungs- beziehungsweise Geoinformationssystemen lassen sich weiter zu Indikatoren verdichten.

162. Die Umweltzustandsindikatoren sollen die Funktionalität von Landschaften und Ökosystemen beziehungsweise Ökosystemtypen, deren physische Struktur sowie stoffliche Beeinträchtigungen beziehungsweise Belastungen von Ökosystemen und von biotischen und abiotischen Umweltbestandteilen erfassen. Diese drei Blickwinkel der Umweltzustandsbeschreibung werden vorläufig noch als zwar kausal zusammenhängende, jedoch methodisch verschiedene Ansätze verstanden, die den Umweltzustand

teils ganzheitlich, teils auf einzelne Aspekte begrenzt, teils kombiniert mit unterschiedlichem Aussagegehalt darstellen (StBA und FFU, 1997):

- Die Funktionalität von Ökosystemen soll mit Hilfe der ökologischen Umweltbeobachtung auf der räumlichen Ebene von Landschaften und Ökosystemtypen erfaßt werden.
- Zur Erfassung der physischen Struktur, ebenfalls auf der Ebene von Landschaften und Ökosystemtypen, wurde im Rahmen des Projekts die Erfassungsmethode der Ökologischen Flächenstichprobe entwickelt (vgl. BACK et al., 1996).
- Für die stofflichen Umweltbeeinträchtigungen werden die Ergebnisse sektoraler nationaler Meßnetze auf der Ebene von Ökosystemtypen und Umweltbestandteilen herangezogen.

Nach Auffassung des Statistischen Bundesamtes erfordert eine inhaltlich konsistente Integration der drei verschiedenen Blickwinkel in ein Gesamtsystem noch weitere Forschung auf dem Gebiet der Ökosystemtheorie und der Ökotoxikologie, um die noch unbekannten Ursache-Wirkungsbeziehungen zu entdecken und quantifizieren zu können. Ansonsten kann eine Integration der drei Aspekte vorerst nur auf formaler Ebene erfolgen, indem eine vergleichende Interpretation aller erhobenen und räumlich aggregierten Indikatoren auf einer gemeinsamen sachlichen und räumlichen Ebene (Ökosystemtypen in Standorttypen) erprobt wird (StBA und FFU, 1997, S. 91 f.).

Eine weitere inhaltliche Differenzierung der Indikatoren über die Ökosystemtypen hinaus erfolgt anhand der Problemfelder Eutrophierung, Klimawandel, Kontamination, Ozonbelastung, Versauerung und Veränderung der Biodiversität; sie deckt sich somit größtenteils mit den Problemfeldern des OECD-Ansatzes. Die noch fehlenden Umweltprobleme werden in den anderen Themenbereichen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen abgedeckt.

Für die konkrete Auswahl der Indikatoren zur stofflichen Beeinträchtigung wurde der Bottom-Up-Ansatz verfolgt, um bereits entwickelte Konzepte, Indikatoren und Kenntnisse der Umweltberichterstattung nutzen zu können (sekundär-statistischer Ansatz). Demgegenüber orientiert sich die Auswahl der Funktionalitätsindikatoren an ökologischen Leitbildern und Modellvorstellungen („top down") (vgl. StBA und FFU, 1997). Der Entscheidung über die verwendeten Beeinträchtigungsindikatoren und über den Ansatzpunkt der Umweltzustandserfassung liegt das von ZIESCHANK et al. (1993) entwickelte Akteur-Akzeptor-Modell zugrunde (näheres SRU, 1996, Tz. 188, und 1994, Tz. 151 f.).

Die im Projekt verfolgte Erfassung des Umweltzustandes auf verschiedenen Akzeptorebenen erlaubt im Prinzip eine räumliche Zusammenfassung und Darstellung der Ergebnisse, weil es sich bei den Akzeptoren nicht nur um sachliche, sondern auch um räumliche Ausschnitte der Umwelt handelt, die allerdings noch räumlich zu „verorten" wären. Als räumliche Bezugseinheiten wurden zunächst Naturräume und Wassereinzugsgebiete gewählt. Darüber hinaus wurden als repräsentative Auskunftseinheiten zeitlich stabile Standorttypen mit weitgehend homogenen natürlichen Eigenschaften gebildet, innerhalb derer aussagekräftige Vergleiche möglich sind.

163. Die Umweltzustandsindikatoren der UGR wie auch die UGR insgesamt sollen einen soweit als möglich deskriptiven Charakter haben (StBA und FFU, 1997, S. 28). Nach einer entsprechenden Aggregation und Normierung können die Umweltzustandsindikatoren sowie bestimmte Teilbereiche der UGR aber zur umweltpolitischen Entscheidungsfindung und Prioritätensetzung herangezogen werden. Im Rahmen des vorliegenden Forschungsvorhabens soll die Normierung zunächst nur angelegt werden; das bedeutet, daß für jeden Indikator bekannte Referenzwerte dokumentiert werden.

Das Ergebnis des Vorhabens ist eine Art Handbuch, das die wichtigsten, für die periodische Beschreibung der Umweltqualität geeigneten Umweltindikatoren beurteilt und deren bundesweite Umsetzung beschreibt (StBA und FFU, 1997).

164. Wie bereits im Umweltgutachten 1996 skizziert, wird auch auf der Ebene der *Europäischen Union* ein Konzept für eine Umweltökonomische Gesamtrechnung entwickelt (SRU, 1996, Tz. 189). Die wichtigsten Arbeitsschritte hierzu sind die Erarbeitung eines Handbuchs für eine Umweltökonomische Gesamtrechnung als Bezugsrahmen für eine gemeinsame Buchführung, die Integration von Indizes der wirtschaftlichen Leistung und der Umweltbelastung (ESI), die Fortführung und Intensivierung der Arbeiten für nationale Satellitenkonten sowie eine Verbesserung der Methodologie und Ausweitung des Anwendungsbereichs der Umweltschadensbewertung und der monetären Bewertung (KOM(94) 670).

165. Ein weiterer wichtiger Beitrag ist die Schaffung eines europäischen Systems von Umweltbelastungsindizes (European System of Environmental Pressure Indices – ESEPI). Dieses System soll der Festlegung von Prioritäten für die Sammlung von physischen Umweltbelastungsindikatoren, der Erfassung dieser Indikatoren, der Festlegung europäischer Gewichtungskoeffizienten zur Anwendung in den Mitgliedstaaten und der EU sowie der Aggregation dieser Indikatoren zu Umweltbelastungsindizes dienen.

Die Europäische Kommission hat festgestellt, daß zur Erreichung eines umweltverträglichen Wachstums nach Artikel 2 EGV weder politische Orientierungsinstrumente noch Instrumente zur Unterrichtung der Öffentlichkeit bereitstehen. Umweltindikatoren und ein „grünes" Rechnungssystem sollen hierzu einen Beitrag leisten. Für Vergleiche zwischen den Mitgliedstaaten wird zunächst das System integrierter Wirtschafts- und Umweltindikatoren und -konten benötigt (KOM(94) 670).

166. Mit der Erarbeitung von Umweltbelastungsindikatoren („pressure") hat die Arbeitsgruppe Umweltstatistik des Statistischen Büros der EU (EUROSTAT) bereits 1994 begonnen. Inhaltlich knüpfen die Indikatoren an Problemfelder des Fünften Umweltaktionsprogramms der EU an. Betrachtet werden die

Bereiche Klimaveränderungen, Abbau der Ozonschicht, Verlust der Artenvielfalt, Abbau der Ressourcen, Ausbringung von toxischen Substanzen, Abfall, Luftverunreinigung und Versauerung, Meeresumwelt und Küstenzonen, Wasserverunreinigung und Wasserressourcen sowie Probleme der Städte, Lärm und Gerüche. Einige der Themen decken sich mit denen der OECD. Im laufenden Pilotprojekt wurden zu jedem der zehn Themenfelder Arbeitsgruppen gebildet. Sie setzen sich jeweils aus einer spezialisierten Umweltinstitution und weiteren EU- und nationalen Institutionen zusammen, die die federführende Umweltinstitution in enger Kooperation mit EUROSTAT unter den nationalen statistischen Ämtern und Umweltämtern, den Umweltministerien, der Europäischen Umweltagentur, den Generaldirektionen und anderen Institutionen aussucht. Das Ergebnis dieser Arbeitsgruppen soll ein Handbuch über Indizes sein.

In den methodischen Vorüberlegungen zu einem europäischen Indikatorensystem wird der Pressure-State-Response-Ansatz der OECD unterstützt. Im Pressure-Bereich konzentrieren sich die Arbeiten gegenwärtig auf die Erstellung von Belastungsindikatoren beziehungsweise -indizes („Pressure Indices Pilot Project", vgl. JESINGHAUS, 1995). Dagegen werden vom Statistischen Bundesamt in diesem Bereich bereits ökonomische Gesamtrechnungsmethoden angewendet. Neben emissionsbezogenen Indikatoren sollen auch solche zu strukturellen Veränderungen der Bodennutzung und -bedeckung aufgestellt werden.

167. Aus der Zweckbestimmung des EU-Indikatorenprojekts ESEPI geht bereits hervor, daß die Aggregation der Belastungsindikatoren zu Belastungsindizes erklärtes Ziel ist. Die Bemühungen sind darauf gerichtet, sowohl innerhalb der Problembereiche eine Gewichtung und damit relative Bewertung vorzunehmen, als auch einen Gesamtbelastungsindex aufzustellen. Hinsichtlich der relativen Bewertung innerhalb von Problembereichen ist festzustellen, daß es bereits einige Ansätze hierfür gibt, zum Beispiel für die Treibhausproblematik, für den Abbau der Ozonschicht und für die Versauerung. Andere Themenfelder, wie etwa Artenvielfalt oder toxische Kontaminationen, bereiten hingegen enorme Schwierigkeiten. Noch gravierender sind die Probleme, sich auf ein Bewertungsverfahren für die Aggregation der Bereiche zu einem Gesamtindex zu einigen (WALZ et al., 1996, S. 29). Eine räumliche Disaggregation von Indikatorenaussagen wird möglicherweise bei den in einem weiteren Schritt zu erarbeitenden Zustandsindikatoren für notwendig gehalten. Eine sektorale Untergliederung wird schließlich im Rahmen der Integration von Wirtschafts- und Umweltindizes (ESI) angestrebt. Um Umweltbelastungen, speziell Emissionen, bestimmten Wirtschaftssektoren zuordnen zu können, soll ein „Emission Structure Informations System (ESIS)" aufgestellt werden. Dabei wird weitgehend auf die vom Statistischen Bundesamt entwickelte Emittentenstruktur zurückgegriffen.

Aus dem Indikatorenprojekt der EU wird eine weitergehende Bewertung der Indikatoren als die relative Gewichtung bei der Aggregation, etwa durch Bezugnahme auf Ziele oder Zielwerte des Fünften Umweltaktionsprogramms, nicht ersichtlich.

Eine unmittelbare Anwendung der Belastungsindikatoren ist geplant. Die Indikatoren sollen so gestaltet sein, daß sie auf der Basis einer jährlichen Datenerhebung ausgefüllt werden können. Die Anwendung wird letzlich davon abhängen, welche Vereinbarungen in den Arbeitsgruppen erzielt werden können und wie zügig die beteiligten Institutionen die benötigten Daten bereitstellen.

168. Des weiteren werden auf EU-Ebene bereits Belastungs-, Zustands- und Wirkungsindikatoren zur Überprüfung des 5. Umweltaktionsprogramms genutzt (vgl. EUA, 1995). Aus Sicht der Europäischen Umweltagentur bedeutet die Anwendung dieser Umweltindikatoren den ersten umfassenden Schritt zur Entwicklung einer handlungsorientierten Umweltberichterstattung. Die dafür erforderlichen Informationen sollen möglichst kurzfristig mit Hilfe von EUROSTAT und anderen offiziellen Quellen oder mit Hilfe des Dobříš-Lageberichts über die Umwelt in Europa (EUA, 1995) in vergleichbarer Weise für EUR 12 und EUR 15 vorliegen.

Darüber hinaus ist eine kurze Liste von neun Performance-Indikatoren erstellt worden, um zu überprüfen, was die Europäische Union im Hinblick auf die wichtigsten Ziele des Fünften Umweltaktionsprogramms bisher erreicht beziehungsweise noch zu leisten hat (Distance-to-target-Ansatz).

1.4.2.3 Nachhaltigkeitsindikatorensysteme

169. Zahlreiche nationale und internationale Institutionen arbeiten an der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren. Auf internationaler Ebene sind dies vor allem die UN-Commission for Sustainable Development (CSD) und das Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) zusammen mit United Nations Environmental Programme (UNEP) sowie die Weltbank. Während die Arbeiten der genannten Statistischen Ämter, bei denen noch die statistische Abteilung der Vereinten Nationen (UNSTAT) zu ergänzen ist, hinsichtlich ihres Ursprungs eher auf eine Korrektur der traditionellen Gesamtrechnung gerichtet sind, bemühen sich die anderen Institutionen um die Entwicklung eigenständiger Nachhaltigkeitsindikatoren (vgl. Abschn. 1.4.1).

170. Wichtiger Ausgangspunkt der internationalen Bemühungen um Nachhaltigkeitsindikatoren sind die Aktivitäten der *UN-Commission on Sustainable Development (CSD)*. Anhand der Nachhaltigkeitsindikatoren der CSD soll die Umsetzung der Agenda 21 dokumentiert, Trends beschrieben und Informationen für die Öffentlichkeit und Entscheidungsträger bereitgestellt werden. Mit dem Ziel, die unterschiedlichen Arbeiten an Indikatoren zu koordinieren und die Mitgliedstaaten bei der Nutzung von Indikatoren zu unterstützen, hat die CSD 1995 ein mehrjähriges Arbeitsprogramm zu Nachhaltigkeitsindikatoren verabschiedet. Ein Jahr darauf hat sie eine vorläufige Arbeitsliste mit Nachhaltigkeitsindikatoren vorgelegt.

171. Die inhaltliche Struktur der Indikatorenliste leitet sich aus der zugrunde gelegten Matrix („menu") ab. Diese Matrix ist nach dem Modellrahmen für die Indikatorenbildung der OECD, dem Pressure-State-Response-Ansatz, und nach den vier Aspekten von nachhaltiger Entwicklung (wirtschaftlich, sozial, ökologisch, institutionell) (vgl. Tz. 147) gegliedert. Den Nachhaltigkeitsaspekten werden wiederum die Kapitelthemen der Agenda 21 zugeordnet. Dabei wurde der Begriff „pressure" durch „driving forces" ersetzt, um den sozialen, ökonomischen und institutionellen Aspekten der Belastung besser gerecht zu werden. Der neue Begriff umfaßt menschliche Aktivitäten, Prozesse und Handlungsmuster, die einen Einfluß auf die nachhaltige Entwicklung haben. Die CSD-Indikatoren decken im wesentlichen die gleichen Problembereiche ab wie die der OECD.

172. Abgesehen von der konzeptionellen Fundierung lassen sich die im Arbeitsprogramm der CSD (DPCSD, 1995) näher benannten Anforderungskriterien an die Indikatoren – gemeint sind Kriterien der Anwendbarkeit – zu den pragmatischen Anforderungen des Umweltrates zusammenfassen (vgl. Tab. 1.4-1, Abschn. 1.4.1). Die Vorschläge für die einzelnen Indikatoren wurden in einem Verhandlungsprozeß mit den beteiligten Institutionen und Experten zusammengestellt. Die Indikatoren sind als Angebot an die Mitgliedstaaten zu verstehen, um sie flexibel, entsprechend den spezifischen Bedingungen, Problemen und Zielen in den einzelnen Staaten und auf freiwilliger Basis, zum Beispiel im Nationalbericht an die CSD, zu nutzen. Nach Angaben der CSD (DPCSD, 1995) werden die Indikatoren in erster Linie als Instrumente der politischen Entscheidungsfindung betrachtet. Ihr Funktionswert würde allerdings noch gesteigert, wenn sie auf politische Ziele bezogen wären. Es wird betont, daß Indikatoren auf allen Ebenen der politischen Entscheidungsfindung ein wichtiges Hilfsmittel darstellen, auf der Ebene der Problemwahrnehmung, der Politikformulierung, der Implementation und der Evaluation. Seitens der CSD sollen die Ist-Indikatoren allerdings keiner Bewertung unterzogen werden; hierzu sind von den Mitgliedstaaten nationale Zielwerte heranzuziehen.

Die Zweckmäßigkeit einer räumlichen und/oder sektoralen Differenzierung wird noch diskutiert und ist deshalb bislang nicht entschieden. Die Notwendigkeit der Aggregation von Indikatoren wird zwar betont und auch langfristig angestrebt, aber methodisch ist sie noch nicht angelegt. Vielmehr wird auf das Projekt von SCOPE/UNEP zur Entwicklung von hochaggregierten Makroindikatoren verwiesen.

173. Zur Anwendung der Indikatoren sind konkrete Schritte geplant, wie deren praktische Erprobung in einigen Ländern in einer Pilotphase von 1996 bis 1999 und das Training der Akteure sowie eine Unterstützung beim Aufbau von Kapazitäten für die Aufstellung und die Nutzung von Indikatoren. Dabei bleibt die konkrete Ausgestaltung der Erprobung den beteiligten Pilotländern, zu denen auch Deutschland gehört, weitgehend selbst überlassen. Um dennoch vergleichbare Erprobungsergebnisse gewinnen zu können, haben die Pilotländer gemeinsame Richtlinien erarbeitet (DPCSD, 1997). Bis Ende 1997 ist ein erster Arbeitsbericht über die Erprobung vorzulegen.

Zur Erleichterung der nationalen Aufstellungsprozesse hat die CSD zu jedem der 130 Indikatoren Informationsblätter mit Angaben über Definition, Design, Interpretation, Datenverfügbarkeit etc. erarbeitet (United Nations, 1996). Entsprechend dem inhaltlichen Bezug eines Indikators zu den verschiedenen Aspekten der nachhaltigen Entwicklung wirken an der Erarbeitung unterschiedliche internationale Organisationen mit (u. a. UNSTAT, FAO, WHO, IUCN). Schwerpunkte der seit 1995 regelmäßig stattfindenden Workshops der CSD sind neben der Weiterentwicklung des Modellrahmens und der Aggregation der Indikatoren, die immer wieder Probleme aufwirft, die inhaltliche Verknüpfung der verschiedenen Aspekte der Nachhaltigkeit (Bildung von „interlinkages" bzw. Linkage-Indikatoren, z. B. Flächenverbrauch pro Arbeitsplatz) und speziell die Entwicklung von Indikatoren für den politisch-institutionellen Aspekt.

Neben den von der CSD verfolgten Zielen soll die Pilotphase in Deutschland auch für eine Intensivierung der nationalen Diskussion über Nachhaltigkeitsindikatoren genutzt werden. Hierfür wird eine möglichst breite gesellschaftliche Unterstützung gesucht. So soll die Auswahl der Indikatoren nicht nur in einem wissenschaftlichen Expertengremium, sondern darüber hinaus in einem Begleitkreis aus Vertretern aller relevanten gesellschaftlichen Gruppen erfolgen (BMU, 1997b). Ein interministerieller Ausschuß soll schließlich die endgültige Festlegung der zu testenden Indikatoren für den Bericht an die CSD vornehmen. Dabei sollen die jeweiligen Ressorts aus fachlicher und politischer Sicht beurteilen, ob die in der Liste ausgewählten Themen für nachhaltige Entwicklung in Deutschland relevant beziehungsweise prioritär sind. Eine Arbeitsgruppe der im Forum für Umwelt und Entwicklung zusammengeschlossenen Nichtregierungsorganisationen arbeitet parallel zu den staatlichen Aktivitäten an der Vorlage eines Satzes von zehn bis fünfzehn Indikatoren, der über eine Zeitreihe von circa fünf Jahren getestet werden soll.

174. Ein weiterer wichtiger internationaler Akteur, der die vielfältigen Bemühungen um Nachhaltigkeitsindikatoren koordiniert und zudem wissenschaftlich begleitet, ist das *Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE)*, eine seit 1969 tätige Nichtregierungsorganisation, die sich die Koordination der internationalen Forschung zu zentralen Umweltproblemen zum Ziel gesetzt hat. SCOPE hat Ende 1993 ein internationales Projekt zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren initiiert (Laufzeit bis 1997).

Neben der Koordination von Aktivitäten ist es Ziel dieses Projekts, einen Beitrag zur Entwicklung von hochaggregierten Nachhaltigkeitsindikatoren zu leisten. Die Indikatoren sollen wie beim CSD-Ansatz Unterstützung bei der politischen Entscheidungsfindung auf nationaler und internationaler Ebene leisten. SCOPE konzentriert sich inhaltlich auf den

Umweltaspekt einer nachhaltigen Entwicklung, weil hier die größten Schwierigkeiten und demzufolge der größte Bedarf gesehen wird. Die Indikatoren sollen als Umweltbestandteile von hochaggregierten Nachhaltigkeitsindikatoren verstanden werden. Aus 25 Einzelindikatoren sollen Indizes für Ressourcennutzung, für Emissionen und Abfälle, für potentielle Gefahren, die auf Ökosysteme einwirken sowie für den Einfluß von Umweltbedingungen auf die menschliche Gesundheit gebildet werden. Dabei wird auch die Verknüpfung der Umweltindikatoren mit Wirtschafts- und Sozialindikatoren diskutiert.

175. Entgegen den Empfehlungen der CSD, den Pressure-State-Response-Ansatz der OECD um die Kategorie „Driving forces" zu erweitern, beschränkt sich SCOPE aus pragmatischen Gründen auf den verkürzten Ansatz und hierbei wiederum auf die Entwicklung von Belastungsindikatoren, weil sie im Vergleich zu den Zustandsindikatoren am ehesten in Bezug zu menschlichen Aktivitäten zu setzen und daher besser für die Spezifizierung von politischen Zielen geeignet seien (SCOPE, 1995, S. 11).

Bei der räumlichen Aggregation wird nicht über die nationale Ebene hinausgegangen. Wie beim CSD-Ansatz ist eine räumliche oder sektorale Differenzierung nicht vorgesehen. Die Verdichtung von Einzelindikatoren zu Indizes beinhaltet begrenzte indirekte Wertsetzungen, zum Beispiel durch die Gewichtung einzelner Werte. Als Index für den Bereich der Ressourcennutzung wird beispielsweise die Netto-Ressourcenabnahme vorgeschlagen. Methodisch basiert dieser Vorschlag auf dem Satellitenkontensystem für natürliche Ressourcen (System of Environmental and Economic Accounts – SEEA) innerhalb der umweltökonomischen Gesamtrechnung von UNSTAT (vgl. APPENDIX II, SCOPE, 1995). Abgesehen von diesem indirekten Bewertungsschritt ist im Rahmen des Projekts nicht vorgesehen, die vorgeschlagenen Indizes anhand von nationalen oder internationalen Zielwerten zu normieren.

176. SCOPE versteht dieses Projekt als einen Beitrag zur Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren und wendet sich damit an nationale und internationale Entscheidungsträger. Eine unmittelbare Anwendung dieses Ansatzes kann von SCOPE als einem Wissenschaftsgremium nicht initiiert werden. Im Zusammenhang mit der Koordination weiterer internationaler Aktivitäten werden die Schwierigkeiten dieses Ansatzes, so vor allem die Aggregation und der Mangel an geeigneten Daten, auf internationalen Workshops erörtert und der daraus resultierende Forschungsbedarf ermittelt (vgl. SCOPE, 1996). Sowohl von seiten der CSD als auch von SCOPE wird auf eine sinnvolle Zusammenarbeit und Integration der jeweiligen Ergebnisse geachtet. Aus der Sicht der CSD ist neben der Entwicklung von hochaggregierten Indikatoren besonders die Koordination der Anstrengungen um die Verknüpfung der verschiedenen Nachhaltigkeitsaspekte eine wichtige Aufgabe von SCOPE (DPCSD, 1995).

177. Auch die *Weltbank* hat Umweltindikatoren erarbeitet und wendet diese bereits bei der Überprüfung ihrer Projekte an. Aus einem Bericht der Weltbank (1995) über ihre bisherigen Aktivitäten zur Entwicklung von ökonomischen, sozialen und umweltbezogenen Kriterien geht hervor, daß die Struktur ihres Ansatzes am Driving forces-State-Response-Ansatz orientiert ist und daß sie wie die CSD die Kapitel der Agenda 21 zu den vier Themenbereichen (Soziales, Ökonomisches, Umwelt und Institutionelles) bündelt. Der Aspekt der Datenverfügbarkeit hat bei der Weltbank Priorität, unter anderem deshalb, weil sie diese Daten primär anwendet. Die Weltbank erhebt den Anspruch, daß ihre Indikatoren zielbezogen seien. Sie unterscheidet deskriptive und Performance-Indikatoren, wobei letztere den Zielerreichungsgrad messen und den Kern der Indikatorenliste bilden sollen. Kritisch festzustellen ist, daß gerade bei diesen zielbezogenen Indikatoren noch konzeptionelle Unklarheiten bestehen und damit der Bezug auf Zielwerte noch ein Stück von der konkreten Umsetzung entfernt ist (vgl. WALZ et al., 1996).

178. Weitere Ansätze zu Nachhaltigkeitsindikatoren liegen unter anderem vor von:

- World Wide Fund for Nature (WWF) und der New Economic Foundation (NEF), die besondere Rücksicht auf die Belange der Entwicklungsländer nehmen und ihren Beitrag als Anstoß zur Diskussion auf internationaler Ebene verstehen (ALI, 1995),
- Adriaanse, der versucht, die auf den Umweltbereich bezogenen Ansätze der Niederlande mit den Vorschlägen für Einzelindikatoren in den anderen Bereichen zu einem hochaggregierten Ansatz zu verbinden (WALZ et al., 1996; HAMMOND et al., 1995),
- Gutierrez-Espelata, der unter anderem in Zusammenarbeit mit der GTZ eine Methodik für einen hochaggregierten Sustainability-Index entwickelt hat (WALZ et al., 1996),
- einer Arbeitsguppe im Statistischen Amt der britischen Regierung mit ersten Vorschlägen für einen nationalen Nachhaltigkeitsindikatorensatz (Department of the Environment, 1996).

179. Neben der politischen Unterstützung der internationalen Indikatorenarbeiten von CSD und SCOPE wird in Deutschland auch auf nationaler Ebene an der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren gearbeitet.

Die *Arbeitsgruppe „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung" des Umweltbundesamtes (UBA-AG „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung")* hat passend zu den von ihr erarbeiteten Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen (vgl. Tz. 113 ff.) einen Satz von Nachhaltigkeitsindikatoren entwickelt (vgl. Bericht der Arbeitsgruppe „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung"; UBA, 1997, S. 318 ff.). Dies ist im Sinne der Aufgabenstellung, die mit dem vorliegenden Kapitel verfolgt wird, auf nationaler Ebene der bislang einzige Versuch, aus der Zieldiskussion heraus Indikatoren zu entwickeln beziehungsweise zusammenzustellen, anhand derer eine Überprüfung der vorgeschlagenen Ziele möglich sein soll. Diese Arbeit stützt sich auf bereits bestehende Ansätze zu Nachhaltigkeitsindikatoren (Bottom-Up-Verfahren) und überträgt diese auf die bei den Zielen gewählte

Problemstruktur mit den Bereichen Energienutzung, Mobilität, Nahrungsmittelproduktion, Stoffströme und Konsummuster. Der Indikatorenbildung liegt kein bestimmter Modellrahmen zugrunde. Aus verschiedenen vorhandenen Ansätzen und Konzepten werden eine Reihe von Zielen und Indikatoren zusammengestellt, anhand derer die Nachhaltigkeit initiierter Entwicklungen überprüft werden kann (UBA, 1997). Der Ansatz beschränkt sich zugunsten der Übersichtlichkeit auf einige wenige (drei bis fünf) Umweltindikatoren für jeden der genannten Problembereiche. Deshalb wird auf eine Aggregation der Indikatoren verzichtet. Ob eine räumliche oder sektorale Differenzierung möglich sein wird, kann nur anhand der einzelnen Indikatoren entschieden werden, weil beides im Konzept nicht explizit thematisiert wird. Ebenso fehlen Aussagen zur Verknüpfung mit ökonomischen und sozialen Nachhaltigkeitsindikatoren.

180. Da eine Normierung der gefundenen Nachhaltigkeitsindikatoren schon im Ansatz gegeben ist, können die Indikatoren dazu genutzt werden, anhand der in den einzelnen Problembereichen festgestellten Zielabweichungen Handlungsbedarfe abzuleiten. Eine erste Anwendung wäre damit unmittelbar möglich, sofern dies politisch gewollt ist.

181. Neben dieser internen Arbeit hat das Umweltbundesamt das *Institut für Stadtforschung und Strukturpolitik (IfS)* mit der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren beauftragt. Unter Berücksichtigung der international diskutierten Ansätze sollten die Indikatoren aus einem geschlossenen theoretischen Konzept nachhaltiger Entwicklung deduktiv abgeleitet und zugleich eine größtmögliche Erklärungsweite beinhalten sowie kurzfristig anwendbar sein. In einem theoretischen Teil wurde ein ressourcenökonomisches Modell zur Ableitung von Nachhaltigkeitsindikatoren entwickelt und auf ausgewählte Problembereiche übertragen (Top-Down-Ansatz). Losgelöst davon wurden in einem praxisorientierten Teil (Teil B) physische Indikatoren für die Problembereiche Siedlungsentwicklung, Energienutzung und Landwirtschaft gebildet. Dabei orientierte sich die Vorauswahl der Indikatoren an problemspezifischen Leitbildern der Nachhaltigkeit (z. B. „Dezentrale Konzentration" für eine nachhaltige Siedlungsentwicklung) und die endgültige Festlegung an vorhandenen Daten (z. B. „Laufende Raumbeobachtung" der Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung), so daß im praktischen Teil beide Verfahrensarten der Indikatorenauswahl („top down" und „bottom up") zum Tragen kamen. Eine Verknüpfung des theoretischen mit dem praktischen Teil scheint bisher nicht in Sicht. Für die Auswahl des praxisorientierten Indikatorensatzes wurde der Kriterien- beziehungsweise Anforderungskatalog des Umweltrates (Tab. 1.4-1) leicht modifiziert und im wesentlichen um das Kriterium „Erfassung und angemessene Gewichtung der wesentlichen ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekte des Themenbereichs" ergänzt. Entsprechend enthalten die themenbezogenen Indikatorensätze Kenngrößen, die sich allen Aspekten der Nachhaltigkeit zuordnen lassen; insofern ist in diesem Ansatz eine Verknüpfung der unterschiedlichen Aspekte der Nachhaltigkeit formal und zum Teil auch inhaltlich hergestellt. Der räumliche Bezug der Indikatoren richtet sich nach den Anforderungen des jeweiligen Problembereichs. Eine sektorale Differenzierung bestimmter Kenngrößen kommt – abgesehen von der Energienutzung – nicht in Betracht, weil themen- beziehungsweise nutzungsbezogene Indikatorensätze gebildet wurden, die verursachernah abgegrenzt worden sind.

Insgesamt konnten viele der im Projekt gestellten Anforderungen nicht erfüllt werden. Insbesondere stellte sich nach Einschätzung der Projektnehmer die Zielorientierung und damit die Bewertung der Indikatoren als besonders schwierig dar, weil entsprechende Ziele entweder nicht vorhanden oder widersprüchlich seien (IfS, 1996). Nach einer Modifizierung der amtlichen Statistik wären die empfohlenen Indikatorensätze in den ausgewählten Themenbereichen prinzipiell umsetzbar. Allerdings liegt im Endeffekt nur ein Teilansatz vor, der sich nicht auf alle Problembereiche übertragen läßt, wenngleich dem Themen- beziehungsweise Nutzerbezug eine gewisse Politiknähe und Praxisrelevanz bescheinigt werden kann.

182. Neben den Arbeiten des Umweltbundesamtes auf nationaler Ebene sollten die Aktivitäten des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt und Energie und des Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderungen beziehungsweise des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung berücksichtigt werden.

Das *Wuppertal Institut für Klima, Umwelt und Energie* hat 1996 im Auftrag vom Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (BUND) e. V. und Misereor eine Studie zur Konkretisierung des Nachhaltigkeitsbegriffs vorgelegt. Diese Studie sollte in erster Linie als ein Beitrag zur nationalen Umsetzung des Nachhaltigkeitsziels verstanden werden. Für die Ableitung von umweltpolitischen Zielen wird zunächst das in den Niederlanden von OPSCHOOR entwickelte Umweltraum-Konzept vorgeschlagen. Der sogenannte Umweltraum soll den natürlichen Handlungsrahmen einer „zukunftsfähigen Entwicklung" darstellen (LOSKE und BÖHMER, 1996; Tz. 117). Im nächsten Konkretisierungsschritt werden quantifizierbare physische Größen als Indikatoren für den zur Verfügung stehenden Umweltraum entwickelt, mit deren Hilfe schließlich quantitative Zielvorgaben für eine zukunftsfähige Entwicklung Deutschlands formuliert werden.

Der Indikatorenansatz des Wuppertal Instituts bezieht sich inhaltlich zwar auf die Agenda 21; insofern ist er auch bei den Bemühungen um Nachhaltigkeitsindikatoren einzureihen, beschränkt sich aber angesichts der anstehenden methodischen Probleme auf den Umweltaspekt. Der Studie zufolge sollen die Umweltindikatoren später in ein Gesamtsystem von Nachhaltigkeitsindikatoren integriert werden. Hierzu werden allerdings keine konkreten Vorschläge gemacht.

183. Das Wuppertal Institut stützt sich beim Modellrahmen für die Indikatorenbildung trotz einiger Vorbehalte aus pragmatischen Gründen auf den

Pressure-State-Response-Ansatz der OECD. Die Grundstruktur des OECD-Ansatzes birgt nach Auffassung des Wuppertal Instituts die Gefahr, einseitig Strategien der Symptombekämpfung zu entwickeln, anstatt präventive Ansätze zu fördern. Deshalb müsse bei der Ausfüllung dieses Modellrahmens besonders auf die Einbeziehung vorsorgeorientierter Indikatoren geachtet werden. Für die Auswahl der Indikatoren werden die Anforderungskriterien des Umweltrates kritisch reflektiert. Ausgehend von dem „Dilemma" zwischen der aus ökologischen Gründen geforderten Vielzahl von Indikatoren auf vergleichsweise niedrigem Aggregationsniveau und einem zugunsten der Handhabbarkeit und Verständlichkeit überschaubaren, höher aggregiertem Satz von Indikatoren entscheidet sich das Wuppertal Institut schließlich für den pragmatischen Weg und schlägt einen begrenzten, vorsorgeorientierten Satz von Umweltbelastungsindikatoren vor. Dieser Indikatorensatz ist als Ergänzung zu einem ökosystemar ausgerichteten Indikatorensatz zum Umweltzustand zu verstehen. Entsprechend könnten die quantitativen Zielvorgaben, die aus den Belastungsindikatoren abgeleitet werden, lediglich ein Beitrag zu einer präventiven Grobsteuerung sein.

Der Indikatorensatz des Wuppertal Instituts bezieht sich thematisch auf verschiedene Kategorien der Ressourcenentnahme (Material, Energie, Wasser, Fläche) sowie auf bestimmte stoffliche Emissionen, die anhand der „wichtigsten heute bekannten Umweltprobleme" ausgewählt wurden (LOSKE und BÖHMER, 1996). Die berücksichtigten Umweltprobleme decken sich mit denen von OECD und EUROSTAT.

Für die angestrebte Aggregation werden die stofflichen Emissionen zu Belastungsindizes zusammengefaßt, zum Beispiel zum Treibhauspotential, angegeben als gewichtete Summe der wichtigsten klimawirksamen Spurengasemissionen. Die Indikatoren sollen auf allen Entscheidungsebenen, von der kommunalen bis zur nationalen, angewendet werden können. Deshalb ist zunächst kein bestimmter Raumbezug und keine räumliche Differenzierung festgelegt. Eine sektorale Untergliederung der Indikatoren ist nicht vorgesehen.

184. Die Arbeiten des *Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderungen (WBGU)* beziehungsweise des *Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK)* konzentrieren sich auf die systematische Analyse komplexer globaler Umwelt- und Entwicklungsprobleme, sogenannter Syndrome, in einem dynamischen, die natürliche und die anthropogen beeinflußte Umwelt integrierenden Modellierungsansatz. Hieraus sollen für die globale Ebene Indikatoren abgeleitet werden (Top-Down-Ansatz). Dieser modellorientierte Ansatz wird damit begründet, daß das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung (des „aufrechterhaltbaren Fortschritts") nur als eine dynamische Eigenschaft des Gesamtsystems Erde verstanden werden kann, und daß die enge Verflechtung von menschlichen und natürlichen Sphären eine dem Wissen über das ganze Erdsystem angepaßte Formulierung einer Indikatorenhierarchie verlangt (PETSCHEL-HELD et al., 1995).

185. Derzeit arbeitet das Potsdam-Institut an einer globalen Analyse, die den Rahmen für die Formulierung der Indikatorenhierarchie abgeben soll. Zugleich soll die Analyse eine Annäherung an die Operationalisierung des Nachhaltigkeitsbegriffs erlauben und damit ein Referenzsystem für die Bewertung des Umweltzustands liefern. Für die „Erdsystem"-Analyse nutzt das Potsdam-Institut einen Modellierungsansatz, bei dem im Unterschied zu den üblichen Modellen keine quantifizierten Ursache-Wirkungsbeziehungen, sondern synoptische, qualitative Beziehungen verwendet werden. Zur Beschreibung dienen „Trends" oder „Symptome" des globalen Wandels, die die wesentlichen Qualitäten der gegenwärtigen Erdsystem-Dynamik darstellen. Im ersten Schritt der Analyse werden quantitative Basis-Indikatoren mit Hilfe von wissenschaftlichen Bewertungsvorschriften zu Symptomen zusammengefaßt, deren Ausprägungen ordinalskaliert beschrieben werden. Im zweiten Schritt werden die Symptome bzw. Symptom-Indikatoren einschließlich ihrer Wechselwirkungen zu Syndromen bzw. Syndrom-Indikatoren aggregiert. Für die Auswahl der jeweiligen Indikatoren werden keine bestimmten Anforderungskriterien benannt. Die Aggregation wird mit Hilfe von logischen Regeln – ähnlich den Versuchen der automatisierten Diagnose in der Humanmedizin – formalisiert.

Da Basisindikatoren verwendet werden sollen, die in einer regionalen Auflösung vorliegen, ist ein entsprechender räumlicher Bezug gegeben. Mittels der formalisierten Aggregation sollen sich die Aussagen zu Weltschadenskarten verdichten lassen, die das Auftreten der verschiedenen Syndrome widerspiegeln. Auf der Grundlage der Schadenskarte können schließlich „hot spots" des globalen Wandels identifiziert und intertemporäre sowie interregionale Vergleiche angestellt werden.

186. Nach PETSCHEL-HELD et al. (1995) enthalten die Syndrom-Indikatoren Elemente der natürlichen und der menschlichen Sphäre und geben damit von vornherein sektor- beziehungsweise disziplinübergreifende Phänomene wieder. Somit dürfte das Problem der Verknüpfung von Indikatoren, die jeweils spezifisch für die verschiedenen Aspekte der Nachhaltigkeit sind, im Gegensatz zu den meisten anderen Nachhaltigkeitsindikatorensystemen nicht bestehen.

In einer ersten Anwendung hat der WBGU in seinem Jahresgutachten 1994 zwölf Syndrome der Bodendegradation formuliert (WBGU, 1994). Beispielsweise beschreibt das „Bitterfeld-Syndrom" ein Grundmuster für das Auftreten von lokaler Kontamination, Abfallakkumulation und Altlasten infolge einer Zusammenballung von chemischer Industrie, Bergbau und Energiewirtschaft mit ökologisch nicht angepaßten Produktionsmethoden.

Die genannten Symptom- und Syndrom-Indikatoren dienen zunächst nur der verdichteten Beschreibung des Umweltzustands auf verschiedenen Analyseebenen. Als Referenzrahmen für die Bewertung des Umweltzustands dient, wie bei den meisten anderen Ansätzen, das Leitbild der Nachhaltigkeit. Zu dessen

Operationalisierung zieht das Potsdam-Institut das Leitziel eines „akzeptablen Koevulotionspfades von Mensch und Natur" heran. Ausgehend von diesem Ziel müsse sich die Gesellschaft auf einer der denkbaren Fundamentalstrategien der zukünftigen Entwicklung einigen: Optimierung, Pessimierung, Egalisierung oder Stabilisierung. Wie der Einigungsprozeß vonstatten gehen soll, wird nicht erläutert. Normative Indikatoren sollen das Verhältnis des Umweltzustandes zu der gewählten Entwicklungsstrategie wiedergeben. Das für die Ableitung der normativen Indikatoren erforderliche Expertenwissen über das dynamische Verhalten des Erdsystems in Abhängigkeit von den angewandten Managementstrategien soll in das ebenfalls dynamische Modell des globalen Wandels implementiert und wegen der Ordinalskalierung mit Hilfe der „Fuzzy-Logik" ausgewertet werden.

Angesichts des enormen Wissens- und Modellierungsbedarfs ist der Ansatz des Potsdam-Instituts als ein mittel- bis langfristiger Beitrag zu einem weltweit nutzbaren System von Nachhaltigkeitsindikatoren zu verstehen.

187. Als ein Beispiel für die regionale Ebene und zudem für die praktische Umsetzung von Nachhaltigkeitsindikatoren sind abschließend die Arbeiten der *Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg* (PFISTER et al., 1997) zu erwähnen. Die Akademie hat in Anlehnung an den Indikatorenkatalog der OECD einen begrenzten Satz von regional angepaßten Kenngrößen vorgelegt, die es erlauben sollen, den Zustand des Landes auf seine Nachhaltigkeit zu überprüfen. Bei der Auswahl der Kenngrößen wurden aus pragmatischen Gründen nur solche berücksichtigt, bei denen langjährige Messungen vorliegen (Bottom-Up-Ansatz). Aus denselben Gründen wurde vorerst auf eine kleinräumige Differenzierung verzichtet und mögliche Wechselwirkungen zwischen regionalen und überregionalen Einflüssen weitgehend ausgeklammert. Exemplarisch für eine Bilanzierung und Bewertung aller Güter und Warenströme in die Region wurde zumindest die Betrachtung der Einfuhr von fossilen Energieträgern aufgenommen.

Um den Problemen, die mit einer Normierung der Indikatoren anhand von Grenzwerten verbunden sind (z. B. Kenntnisdefizite, mangelnde Adäquanz und Akzeptanz der Grenzwerte; vgl. PFISTER et al., 1997) aus dem Wege zu gehen, wurden die ausgewählten Größen in ihrem Verlauf über die Zeit bewertet. Ökologische und ökonomische Größen wurden untereinander verknüpft, indem die absoluten Zahlen für das natürliche Kapital in Beziehung zum künstlichen Kapital in Form des Nettoanlagevermögens pro Kopf gesetzt wurden (Bildung von Interlinkages). Aus der Entwicklung dieses Quotienten im Zeitablauf wurde schließlich die Bewertung abgeleitet: Eine geringere Umweltbelastung pro Einheit Wirtschaftsleistung, also eine niedrige Ressourcenintensität, wird als Tendenz in Richtung Nachhaltigkeit betrachtet. Schließlich wurden die einzelnen Kenngrößen eines Problembereichs in einer graphisch-qualitativen Ampeldarstellung verdichtet, wobei eine rote Ampel eine nicht-nachhaltige Entwicklung und damit dringenden Handlungsbedarf signalisieren soll. Auf eine Aggregation zu einem Gesamtindex für Nachhaltigkeit wird verzichtet, weil eine dazu notwendige Gewichtung der Einzelgrößen für willkürlich gehalten wird.

1.4.3 Probleme und mögliche Weiterentwicklungen

188. Nachdem einige ausgewählte Indikatorenprojekte anhand der vom Umweltrat entwickelten Anforderungskriterien (vgl. Tab. 1.4-1) untersucht worden sind (zusammengefaßt in Tab. 1.4-2 und 1.4-3), sollen nun entlang derselben Kriterien die wesentlichen Unterschiede und Gemeinsamkeiten dargestellt, generelle Probleme und Entwicklungschancen erörtert sowie Schlußfolgerungen und Handlungsempfehlungen abgeleitet werden.

Modellrahmen für die Indikatorentypenbildung

189. Bei der Wahl des Modellrahmens für die Indikatorentypenbildung hat sich weitgehend ein internationaler und nationaler Konsens herausgebildet. So wurde der Pressure-State-Response-Ansatz der OECD als Modellrahmen (P-S-R-Modellrahmen) für die Indikatorentypenbildung von einem Großteil der Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatorenprojekte übernommen und nur in wenigen Fällen modifiziert (z. B. CSD: „Driving forces") (vgl. Tab. 1.4-2 und 1.4-3 sowie WALZ et al., 1996, S. 33 u. S. 369). Lediglich das IfS und PIK haben mit dem themenbezogenen Nachhaltigkeitsmodell beziehungsweise globalen Modell einen grundsätzlich anderen Ansatz gewählt. Somit liegt den meisten Indikatorensätzen eine gemeinsame Struktur zugrunde, die eine gegenseitige Ergänzung und Weiterentwicklung erleichtert und eine Integration von nationalen und internationalen Ansätzen ermöglicht, was insbesondere für die Aufstellung von Nachhaltigkeitsindikatoren von Bedeutung ist.

Allerdings reduziert dieser einfache, pragmatische Modellrahmen die komplexen Wechselwirkungen im sozio-ökonomischen und im ökologischen System erheblich. Deshalb wird auf internationaler Ebene empfohlen, den P-S-R-Modellrahmen zumindest zu erweitern und zu differenzieren:

- Ersatz des rein umweltbezogenen Pressure-Begriffs durch den alle Politikbereiche betreffenden Begriff „Driving forces", der alle menschlichen Aktivitäten, Prozesse und Verhaltensmuster umfaßt, die Einfluß auf die Nachhaltigkeit einer gesellschaftlichen Entwicklung haben,
- bei der Umweltzustandserfassung Differenzierung von Einwirkungen, Auswirkungen („impacts", „effects") und/oder Expositionen („exposures") sowie
- Austausch von Reaktionen („responses") durch den weiter gefaßten Begriff Maßnahmen („activities") (SCOPE, 1996, S. 11).

Des weiteren sollten bei der Ableitung von Indikatoren in den drei Bereichen des Modellrahmens nach Ansicht des Umweltrates nach Möglichkeit kausale

Zusammenhänge hergestellt werden. Damit wird deutlich, daß der einmal gewählte Modellrahmen zwar konsensfähig bleiben, aber grundsätzlich ein offenes und dynamisches System sein muß.

Da bisher keiner der Nachhaltigkeitsansätze, die den Pressure-State-Response-Modellrahmen zugrunde legen, Indikatoren entwickelt haben, die auch die soziale und ökonomische Dimension befriedigend abdecken und die zudem noch das Verknüpfungsproblem zwischen den Dimensionen bewältigen, ist fraglich, ob der Modellrahmen zur Abbildung aller Nachhaltigkeitsaspekte tatsächlich geeignet ist. Gleichwohl ist sich der Umweltrat bewußt, daß schon die Aufstellung von im Hinblick auf die Nachhaltigkeit „eindimensionalen" Umweltindikatoren und erst recht die Herleitung von mehrdimensionalen Nachhaltigkeitsindikatoren ein äußerst schwieriges und langfristiges Unterfangen ist, so daß die methodischen Grundlagen ab einer bestimmten Entwicklungsstufe nur unter größten Anstrengungen zu verändern sind. Deshalb sollte Deutschland als Testland der CSD-Indikatoren unbedingt die Chance nutzen, während der Pilotphase auch die methodische Fundierung sorgfältig zu prüfen und gegebenenfalls Alternativen entwickeln.

190. Zur weiteren Strukturierung von Umweltzustandsindikatoren unterscheiden StBA/FFU Akzeptoren auf mehreren ökologischen Hierarchieebenen (Landschaft – Ökosystemtypen – Umweltbestandteile). Dies ist das bislang einzige von den ausgewählten Indikatorenvorhaben, das, wie der Umweltrat empfohlen hat, eine auf Ökosysteme bezogene Betrachtungsweise verfolgt. Durch Einbeziehung von Indikatoren zur Funktionalität von Landschaften und Ökosystemen fließen außerdem Aspekte einer funktionsbezogenen Betrachtungsweise ein, die das Kernstück des vom Umweltrat empfohlenen ökologischen Indikatorenansatzes darstellen. Auch das PIK/WBGU verfolgt mit ihrem Modell des globalen Wandels einen systemorientierten Ansatz. Ähnlich wie bei den geplanten Funktionalitätsindikatoren des StBA/FFU bilden die Indikatoren komplexe Ursache-Wirkungsgeflechte ab. Im Unterschied zu den Funktionalitätsindikatoren dienen diese jedoch zur Abgrenzung von Syndromen als hochaggregierte Indikatoren für nicht-nachhaltige Entwicklung. Darin eingeschlossen sind – im Sinne des Nachhaltigkeitsziels – ökologische, ökonomische und soziale Aspekte. Mit Hilfe dieser negativen Bestimmung von Nachhaltigkeit kann es dem Ansatz nach gelingen, vorsorgeorientiert Regionen mit einer erhöhten Disposition für nicht-nachhaltige Entwicklung zu identifizieren.

Verfahrensansatz bei der Indikatorenauswahl

191. Eng mit der Festlegung eines geeigneten Modellrahmens für die Indikatorentypenbildung verknüpft ist die Wahl des Verfahrensansatzes mit dessen Hilfe Indikatoren aufgestellt werden: Werden im Idealfall bestimmte Zielfestlegungen getroffen, etwa zur Nachhaltigkeit wie beim Ansatz des PIK/WBGU (in diesem Fall geleitet von der Frage, welche Prozesse und Zustände der Umwelt nicht nachhaltig sind) und der UBA-AG „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung" oder ökologische Modellvorstellungen, also wissenschaftliche Theorien, zugrunde gelegt, wie bei den Funktionalitätsindikatoren des StBA/FFU-Ansatzes, so ergeben sich aus diesen Top-Down-Verfahren Anforderungs- beziehungsweise Selektionskriterien, mit deren Hilfe eine möglichst ziel- beziehungsweise modelladäquate Auswahl von Indikatoren erfolgt. Wegen der im allgemeinen schwachen Datenlage wird dagegen in der Mehrzahl der Indikatorenprojekte tisch, das heißt daten- und fragengeleitet, vorgegangen. Unter Einbeziehung des Pressure-State-Response-Ansatzes als Strukturierungshilfe sowie unter Berücksichtigung der Kenntnisse der nationalen und internationalen Umweltberichterstattung werden aus der Vielzahl der vorhandenen Daten und Indikatoren geeignete ausgewählt (Bottom-Up-Verfahren), ohne jedoch sicherstellen zu können, daß die Indikatoren später auch tatsächlich adäquate Auskunft über die Umwelt geben. Um die möglichen Schwächen beider Verfahrensansätze auszugleichen, empfahl der Umweltrat ein zweigleisiges Vorgehen auf der mittleren Ebene (vgl. SRU, 1994, Tz. 147).

192. Einen solchen Weg verfolgt im Prinzip der Ansatz des StBA/FFU. Bei diesem Ansatz darf allerdings nicht übersehen werden, daß die Indikatoren, die im Top-Down-Verfahren entwickelt werden, also die vom Umweltrat empfohlenen Funktionalitäts- oder Wirksamkeitsindikatoren (SRU, 1994, Tz. 182), zumindest kurz- bis mittelfristig wenig Aussicht auf Anwendung haben (MÜLLER, 1997). Dies liegt unter anderem darin begründet, daß der Datenbedarf sehr anspruchsvoll ist und, wenn überhaupt, nur im Rahmen der Ökosystemforschung und einer ökologischen Umweltbeobachtung befriedigt werden kann. Zudem umfaßt das Konzept einer ökologischen Umweltbeobachtung nach derzeitigem Stand (vgl. SCHÖNTHALER et al., 1994) nur wenige Gebiete Deutschlands, die unter statistischen Gesichtspunkten nicht repräsentativ sind. Von dem StBA/FFU-Ansatz werden daher vorläufig nur die Indikatoren zur physischen Struktur und zur stofflichen Belastung beziehungsweise Beeinträchtigung Aussicht auf Realisierung haben. Diese liefern jedoch nur in Ausnahmefällen Aussagen über Ökosysteme als Wirkungsgefüge (z. B. Eutrophierungsgefährdungsgrad auf der Basis von Critical Loads/Critical Levels für Stickstoff). Im Unterschied zu anderen Indikatorensätzen ist aber zumindest beabsichtigt, diese Indikatoren auf der gemeinsamen Ebene von „Ökosystemtypen in Standorttypen" zusammenzuführen und zu interpretieren (Tz. 201).

193. Auch mit dem IfS-Ansatz zur Bildung von Nachhaltigkeitsindikatoren wird ein zweigleisiges Vorgehen angestrebt; allerdings besteht im Unterschied zum StBA/FFU-Projekt (vgl. MÜLLER, 1997, S. 110) noch keine Klarheit darüber, wie beide Verfahren miteinander zu verbinden sind und vor allem wie der Ansatz auf das gesamte (Umwelt)Problemspektrum angewendet werden kann. Lediglich zwei Nachhaltigkeitsindikatorenprojekte, das des PIK/WBGU und das der UBA-AG „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung", orientieren sich bei der Indikato-

Tabelle 1.4-3

Vergleich ausgewählter

Kriterien / Systeme	CSD	SCOPE	UBA-AG „Agenda 21/ Nachhaltige Entwicklung
Laufzeit	1995 bis 2000	1993 bis 1997	1995 bis 1996
Modellrahmen für die Indikatoren-typenbildung	Driving forces-State-Response	Pressure-State-Response	unbestimmt
Verfahrensansatz bei der Indikatorenauswahl	Bottom-Up-Ansatz	Bottom-Up-Ansatz	Top-Down-Ansatz
inhaltliche Strukturierung der Indikatoren	Themen der Agenda 21, gruppiert in ökologische, soziale, ökonomische und politisch-institutionelle Aspekte	Umwelt, Ressourcen sowie Einflüsse auf menschliche Gesundheit (weitere Bereiche im Ausblick)	ausgewählte Umweltproblembereiche (Energienutzung, Mobilität, Nahrungsmittelproduktion, Stoffströme, Konsummuster)
Aggregation der Indikatoren	hohe Aggregation erwünscht, aber erst langfristig angestrebt	Aggregation zu vier Hauptindizes vorgesehen	keine (geringe Anzahl Indikatoren)
räumliche Bezugsebene/ räumliche Differenzierung	national	national	national
sektorale Differenzierung	nein	nein	im Einzelfall (z. B. Stoffströme)
Verknüpfungen (interlinkages)	angestrebt	in Bearbeitung	nicht behandelt
Bezug auf Zielwerte/ Normierung	nein, aber Verweisung auf nationale Ziele	implizit bei der Aggregation der Indikatoren	Einbeziehung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen
Anwendungsnähe	mittelfristig einsetzbar; Pilotphase in einigen Ländern für die nationale Berichterstattung, von 1989 bis 1998 u. a. in Deutschland	langfristig umsetzbar	kurzfristig umsetzbar

Tabelle 1.4-3

Nachhaltigkeitsindikatorensysteme

IfS	PIK/WBGU	Wuppertal Institut	Akademie für Technikfolgen-abschätzung in Baden-Württemberg
1995 bis 1996	seit 1993	abgeschlossen	abgeschlossen
Leitbilder und Managementregeln themen- bzw. nutzungsbezogener Nachhaltigkeitsmodelle	dynamisches Modell des globalen Wandels	Pressure-State-Response (nur Belastungs-indikatoren)	Pressure-State-Response
sowohl Top-Down- als auch Bottom-Up-Ansatz	Top-Down-Ansatz	Bottom-Up-Ansatz	Bottom-Up-Ansatz
ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekt am Beispiel der Siedlungsentwicklung, Energienutzung und Landwirtschaft	Symptome, z. B. Temperaturanstieg, und Syndrome des globalen Wandels, z. B. Sahel-Syndrom, unter Berücksichtigung von ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekten	nur Umweltthemen, innerhalb deren nach Ressourcen und stofflichen Emissionen (nach Umweltproblemen gruppiert)	i. w. OECD-Umweltthemen und das Nettoanlagevermögen als ökonomischer Indikator
nicht vorgesehen	mehrere Aggregationsstufen: Basisindikatoren zu Symptomen, letztere zu Syndromen	Aggregation der Emissionsindikatoren zu Belastungsindizes, z. B. GWP	qualitative Aggregation der Einzelindikatoren eines Umweltthemas
in Abhängigkeit vom Themenbereich unterschiedlich	regional, national und global	Raumbezug richtet sich nach der gewählten Anwendungsebene	regional (Landesebene)
im Einzelfall/themenabhängig (z. B. Energienutzung)	nein	nein	nein
über die Themen- und Indikatorenwahl z. T. hergestellt	integriert durch ganzheitlichen Modellansatz	nicht bearbeitet	Verknüpfung von ökologischen Indikatoren mit einem ökonomischen Indikator
Bewertung anhand von Leitbildern bzw. Managementregeln und Zielen der jeweiligen Themenbereiche (s. o.)	Bewertung anhand einer gewählten Entwicklungsstrategie	Einbeziehung von quantifizierten Zielgrößen	Bewertung anhand der Trendentwicklungen
kurzfristig umsetzbar	nicht bekannt	einsetzbar (eingesetzt in der Studie „Zukunftsfähiges Deutschland" und damit abgeschlossen)	mittelfristig umsetzbar; Veröffentlichung eines ersten Statusberichts; Fortschreibung beabsichtigt

SRU/UG '98/Tab. 1.4-3

renfindung unmittelbar an einem politischen Zielsystem und treffen so eine gezielte Auswahl einer relativ begrenzten Anzahl von Indikatoren.

194. Zusammenfassend betrachtet scheint sich die pragmatische Vorgehensweise, in einem Diskussions- und Entscheidungsprozeß „von unten her" geeignete Umweltindikatoren festzulegen, durchzusetzen. Das liegt zum einen daran, daß keine hinreichend konkreten Zielvorstellungen aus dem Leitbild der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung abgeleitet worden sind und daß die Diskussionen darüber, insbesondere in Deutschland (vgl. Abschn. 1.3.3), zu keinem Konsens geführt haben. Zum anderen konnte offenbar noch kein wissenschaftliches Modell für die Indikatorenbildung gefunden werden, das alle Bereiche des menschlichen Einflusses auf die Umwelt und den daraus resultierenden Umweltzustand befriedigend abdeckt. Schließlich werden in den meisten Fällen Zeit- und Kostenaspekte für die Entscheidung zu einem pragmatischen Bottom-Up-Verfahren ausschlaggebend gewesen sein, bei dem in erster Linie auf vorhandene Daten zurückgegriffen wird und keine kostenintensive primärstatistische Arbeit geleistet werden muß.

Zwar ist somit die Chance gegeben, kurzfristig Indikatorenvorschläge auszufüllen und umzusetzen; der Umweltrat befürchtet aber, daß dies um den Preis einer starken Heterogenität und einer, insbesondere im Hinblick auf die Nachhaltigkeitsdiskussion, schlechten Integrierbarkeit der Einzelindikatoren sowie schwierigen Verknüpfung der Aspekte der Nachhaltigkeit geschieht. Ein weiteres Problem ist, daß die vom Umweltrat angestrebte Indikation von Ursache-Wirkungsketten auf der Ebene von Ökosystemen nur bei einzelnen Indikatoren in einigen wenigen Indikatorenprojekten möglich ist. Deshalb befürwortet der Umweltrat insbesondere die Förderung derjenigen Forschungsinstitutionen, die einen (öko)systembezogenen Ansatz verfolgen und insbesondere die Entwicklung von Funktionalitätsindikatoren voranbringen. Diese sind unter anderem auch zur Erfüllung der Frühwarnfunktion (s. Tab. 1.4-1) eines Indikatorensystems von großer Bedeutung.

Inhaltliche Strukturierung der Indikatoren

195. Bei der inhaltlichen Strukturierung der Umweltindikatoren ist anstelle des traditionellen medialen Ansatzes der Umweltberichterstattung eine deutliche Hinwendung zu Umweltproblembereichen festzustellen. Eine einheitliche Gliederung von Umweltproblemen hat sich allerdings noch nicht durchsetzen können. So stimmen die verschiedenen Ansätze nur in einigen Teilbereichen überein (z. B. Treibhauseffekt/Klimaveränderungen, Ozonabbau, Versauerung, toxische Substanzen, Abfall, biologische Vielfalt). Größte Kongruenz besteht – auftragsgemäß – zwischen dem Projekt des Fh-ISI und der OECD, wenn auch im Detail verschiedene Schwerpunkte gesetzt werden. Das EU-Projekt folgt ebenfalls der Klassifikation nach Umweltproblemen, hält sich dabei aber an die Themen, die auf der umweltpolitischen Agenda der EU festgelegt wurden.

Für die Gewährleistung der internationalen Kompatibilität und die Vereinfachung der Berichtspflicht Deutschlands gegenüber der OECD ist die Orientierung an den OECD-Themen durchaus begrüßenswert. Gleichwohl birgt die Übernahme der auf internationaler Ebene mühsam ausgehandelten Themen nach Ansicht des Umweltrates die Gefahr, daß sich diese allzusehr verfestigen, nationale Problemstellungen nicht angemessen berücksichtigt werden und die Auswahl nicht offen genug ist für neue Themenfelder. Um innovative Impulse zu ermöglichen, sollten nationale Indikatorensysteme daher die im OECD-Ansatz enthaltenen Indikatoren stets nur als Subsystem ihres eigenen Systems behandeln (siehe auch SRU, 1994, Tz. 164).

196. Die Strukturierung der Umweltindikatoren nach Umweltproblemen hat den Vorteil, daß insbesondere in den stoffbezogenen Bereichen (z. B. Treibhauseffekt, Versauerung, Eutrophierung) Emissionen mit ähnlicher Wirkung zusammengefaßt werden können (vgl. SRU, 1994, Tz. 256). Dieser Betrachtungsansatz hat auch dazu beigetragen, daß die bisher eher vernachlässigte Wirkungsseite verstärkt ins Auge gefaßt wird. Er hat allerdings nicht dazu geführt, daß Indikatoren – wie vom Umweltrat empfohlen (SRU, 1994, Tz. 184) – ausgehend von den Wirkungen in den einzelnen Schutzgütern an den verschiedenen Punkten der Verursacherkette systematisch gebildet werden. Diese Vorgehensweise sollte trotz der mit ihr verbundenen erheblichen Kosten und Forschungsanstrengungen langfristiges Ziel einer steten Verbesserung eines Umweltindikatorensatzes bleiben (vgl. Tz. 189 f.).

Bei der Zuordnung der Umweltindikatoren zu Umweltproblemen sind Doppel- oder Mehrfachnennungen nicht zu umgehen, weil eine Vielzahl von Emissionen oder Eingriffen an der Entstehung von verschiedenen Umweltproblemen beteiligt ist. Solche Fälle zeigen die Vernetzung zwischen unterschiedlichen Umweltproblemen auf und können daher unter Umständen erste Hinweise für die Prioritätensetzung bei umweltpolitischen Maßnahmen liefern.

Die Problembereiche werden nicht nur ressourcen-, emissions- oder wirkungsbezogen definiert, sondern zum Teil auch räumlich (z. B. Umweltqualität in Städten im OECD-Ansatz). Eine räumliche Abgrenzung hat unter Umständen den Nachteil, daß unterschiedliche Umweltprobleme zusammengefaßt werden, die inhaltlich nicht zusammengehören oder bereits eigenständige Problembereiche darstellen. Sofern es sich um Problembereiche handelt, die sonst nicht betrachtet werden, wie etwa Lärmbelastung oder Ozonbildung in der Troposphäre, sollten diese auch als eigenständige Bereiche dargestellt werden.

197. Besondere Schwierigkeiten bereitet die Abbildung des Problembereichs Biodiversität (WALZ et al., 1996, S. 287; SCOPE, 1996, S. 9). Im Grunde wird die Biodiversität von nahezu allen Umweltbelastungen direkt oder indirekt beeinflußt. Bisher ist es allerdings nicht gelungen, in diesem Bereich konkrete Ursache-Wirkungsbeziehungen abzubilden. Die Biodiversität sollte daher als problemübergreifender Makroindikator für den Umweltzustand dienen. Wegen

der problemübergreifenden Bedeutung der Biodiversität empfiehlt der Umweltrat, die Bemühungen um geeignete Indikatoren in diesem Bereich vor allem für die nationale Ebene verschärft voranzutreiben. Einen vielversprechenden Ansatz, auf nationaler Ebene repräsentative Daten zur Lebensraum- und Artenvielfalt zu gewinnen, bietet zum Beispiel die Ökologische Flächenstichprobe im Rahmen des Projekts des StBA/FFU (UBA, 1997; BACK et al., 1996). Versuche, Indikatoren der biologischen Vielfalt aus Mangel an anderen geeigneten Daten von vornherein mit Reaktions- beziehungsweise Aktivitätsindikatoren (z. B. Umfang an Landschafts- und Naturschutzflächen oder Freiflächen) zu vermischen oder darauf zu beschränken (z. B. OECD- oder ISI-Ansatz), sollten unterbleiben, weil sie im Hinblick auf den augenblicklichen Stand der Biodiversität nicht aussagekräftig sind.

198. Bei den ressourcenbezogenen Umweltthemen ist nach wie vor festzustellen (vgl. SRU, 1994, Tz. 169), daß diese im OECD- und CSD-Ansatz nur unter dem Nutzenaspekt betrachtet werden und damit verbundene Umweltprobleme außer acht gelassen werden. In der deutschen Weiterentwicklung (Fh-ISI-Projekt, Tz. 157 ff.) werden die Themen bereits stärker problemorientiert angegangen (z. B. Einbeziehung von Waldschäden). Allerdings bedarf es nun einer entsprechenden Rückkopplung auf internationaler Ebene. Zudem sollte die ressourcenbezogene Betrachtung nicht nur wie bisher Bestandsgrößen (Wasser-, Wald-, Boden-, Fischressourcen), sondern auch Stromgrößen (z. B. Jahresverbräuche) umfassen.

199. Bei den Ansätzen zu Nachhaltigkeitsindikatoren scheint eine inhaltliche Grobstruktur durch die Aspekte der Nachhaltigkeit (ökologischer, sozialer, ökonomischer und institutioneller Aspekt) und durch die Themen der Agenda 21 vorgegeben. Hieran orientiert sich im Prinzip nur der Ansatz der CSD und der baden-württembergischen Akademie für Technikfolgenabschätzung. Einige andere Ansätze konzentrieren sich zunächst aus Gründen der Dringlichkeit, und weil hier die größten methodischen Probleme gesehen werden, auf den Umweltaspekt (SCOPE, Wuppertal Institut, UBA-AG „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung"). Wieder andere versuchen, durch die Gestaltung des zugrunde gelegten Modells von vornherein alle Aspekte der Nachhaltigkeit zu integrieren, wie das PIK/WBGU mit seinem Syndromansatz, der zum Beispiel die ökologischen, ökonomischen und sozialen Aspekte der Bodendegradation einbezieht.

Für die Ansätze, die sich zunächst auf den Umweltaspekt konzentrieren, ist die Verknüpfung der verschiedenen Indikatoren zu den vier Aspekten der Nachhaltigkeit nach Einschätzung des Umweltrates noch eines der Hauptprobleme. Vor allem sind die Diskussionen um Sozial-, Wirtschafts- und Umweltindikatoren unterschiedlich weit fortgeschritten und unterliegen ihren je eigenen Restriktionen, so daß eine Integration so bald nicht zu erwarten ist und dies ein Feld langfristiger Forschungsbemühungen sein wird (s. auch WALZ et al., 1996, S. 372; SCOPE, 1996, S. 112) beziehungsweise sein muß.

Die seit längerem andauernden Versuche, Umwelt- und Wirtschaftsaspekte in einem gemeinsamen monetären Makroindikator wie dem Ökosozialprodukt zu verbinden, haben bereits gezeigt, daß auf eine kurzfristige Realisierung der Berechnung einer solchen Kennziffer nicht zu hoffen ist (SCOPE, 1996; RADERMACHER und STAHMER, 1995; RENNINGS, 1994; RICHTER, 1994). Noch gravierender werden die Probleme, wenn auch soziale Aspekte in einen monetären Indikator für die gesellschaftliche Wohlfahrt einbezogen werden sollen (vgl. den Versuch der Berechnungen eines „Index of Sustainable Economie Welfare" von COBB (1991) sowie die Versuche von DIEFENBACHER (1991), einen entsprechenden Index für Deutschland zu berechnen).

Die Diskussion um Nachhaltigkeitsindikatoren ist intensiver geworden. Allerdings wird die Übersicht über den Gesamtzusammenhang dadurch erschwert, daß unterschiedliche Teilaspekte der nachhaltigen Entwicklung in verschiedenen Wissenschaftsbereichen und Gremien diskutiert werden. Es besteht die Gefahr, daß den etablierten wirtschaftlichen Rechnungen, insbesondere der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung, nicht ein ähnlich etabliertes, einigermaßen geschlossenes Datenwerk zu den physischen Zuständen der Umwelt als Korrektiv entgegengesetzt werden kann. Nach Jahrzehnten methodischer Diskussionen sollte es möglich sein, die verschiedenen Ansätze zusammenzuführen und damit eine Entscheidung über ein zwar nicht perfektes, aber allgemein anerkanntes Indikatorensystem zu fällen. Dies schließt eine Fortentwicklung entsprechend den Fortschritten der methodischen Diskussion nicht aus. Jedoch sollte der gegenwärtige Zustand der Zersplitterung in unterschiedliche „Indikatorschulen" beendet werden.

Aggregation von Einzelindikatoren

200. Auch die Aggregation von ausgewählten Einzelindikatoren stellt nach wie vor eines der größten Probleme der Indikatorendiskussion dar. Dies zeigt sich nicht zuletzt daran, daß die Verdichtung der Einzelaussagen zwar erklärtes Ziel nahezu sämtlicher Bemühungen um Indikatoren ist, aber in manchen Projekten darüber hinaus kaum näher ausgeführt, geschweige denn methodisch aufbereitet wird (z. B. DPCSD, 1995; OECD, 1994). Angesichts der Fülle verschiedener Aggregationsverfahren hat der Umweltrat zunächst lediglich gefordert, daß die ausgewählten Verfahren und Kriterien nachvollziehbar und wissenschaftlich begründbar sein müssen (SRU, 1994, Tz. 162). Grundsätzlich besteht die Möglichkeit, die einzelnen Umweltindikatoren räumlich und/oder sachlich, zum Beispiel nach Umweltproblembereichen, Medien beziehungsweise Schutzgütern, oder anhand natürlicher Systeme (Ökosysteme, Wassereinzugsgebiete), gewichtet oder ungewichtet, zusammenzufassen. Für die Verdichtung von Indikatoraussagen auf Länder-, Bundes- oder internationaler Ebene sind mindestens zwei Schritte erforderlich: die sachliche Synthese der Aussage für den jeweils kleinsten Referenzraum und die (stufenweise) räumliche Aggregation der Teilraumaussagen (vgl. ZIESCHANK et al., 1993, S. 207). Aus Sicht des Umweltrates ist

besonders die Aggregation auf funktioneller Ebene (Ökosystemebene) anzustreben.

201. Das StBA/FFU versucht in einem Darstellungsbereich der Umweltzustandserfassung (stoffliche Beeinträchtigungen), die Einzelindikatoren zumindest auf der Ebene eines Akzeptors (z. B. Grundwasser) oder eines „Ökosystemtyps im Standorttyp" (z. B. Laubwald im Mittelgebirge auf mäßig fruchtbaren Böden) zusammenzuführen. In einem weiteren Darstellungsbereich, der Funktionalität von Ökosystemen, erlaubt der zugrunde gelegte ökologische Modellansatz, Einzelkennziffern zu Teil- oder Gesamtbilanzen von Ökosystemen zusammenzufassen (MÜLLER, 1997, S. 102 ff.). Eine weitere Möglichkeit der Aggregation ergibt sich aus dem für das Modell verwendeten Bewertungsmaßstab, dem Leitbild der Ökosystemintegrität. Anhand der Dynamik der gewählten Parameter beziehungsweise Indikatoren läßt sich ableiten, ob ökologische Sukzessionen „natürlich" verlaufen oder nicht. Eine aggregierte Darstellung der Einzelindikatoren kann zum Beispiel mit Hilfe einer mehrdimensionalen Skizze, ähnlich einer Windrose oder Amöbe (vgl. niederländischen „Amöbe"-Ansatz, SRU, 1994, Tz. 170) erfolgen. Als Bewertungsmaßstäbe für die Aggregation der Funktionalitätsindikatoren sind auch Umweltqualitätsziele oder daraus abgeleitete Bewertungsschemata denkbar.

Die dargestellten Aggregationsmöglichkeiten zur stofflichen Beeinträchtigung und zur Funktionalität von Ökosystemen kommen den ökologischen Anforderungen aus Sicht des Umweltrates im Vergleich zu anderen Ansätzen bereits recht nahe, weil sie medienübergreifend ansetzen und versuchen, die Wirkungszusammenhänge von Gesamtsystemen zu erfassen. Bis zur Realisierung eines ökosystembezogenen Aggregationsverfahrens sind allerdings noch erhebliche Forschungsanstrengungen notwendig.

202. Dagegen gelingt es im Bereich der Pressure- beziehungsweise Belastungsindikatoren vergleichsweise einfach, Einzelindikatoren für Emissionen mit vergleichbaren Wirkungen zu Gewichtungsfaktoren oder Wirkungsäquivalenten zusammenzufassen. Hierzu liegen einige konkrete, zum Teil international anerkannte Vorschläge (z. B. Global Warming Potential (GWP) = Treibhauspotential, Ozone Depletion Potential (ODP) = Ozonzerstörungspotential) vor, die in einzelnen Indikatorenprojekten aufgegriffen werden beziehungsweise aufgegriffen werden sollen (Wuppertal Institut, EUROSTAT). Bei diesen Aggregationsbeispielen darf allerdings nicht verkannt werden, daß es sich dabei um Lösungsvorschläge handelt, die lediglich eine relative Gewichtung, bezogen auf ein einziges Thema im Bereich der Pressure-Indikatoren, liefern. Auch in diesem Bereich besteht nach Auffassung des Umweltrates weiterhin Forschungsbedarf.

203. Im Fh-ISI-Projekt beschränkt man sich zunächst darauf, vorhandene Aggregationsverfahren zu erörtern, die theoretisch zur Gewichtung der verschiedenen Umweltprobleme eingesetzt werden können (z.B. Monetarisierung, Nutzwertanalyse, Distance-to-target-Ansatz, Gewichtungen aus dem Sustainability-Leitbild) (WALZ et al., 1996, S. 260). Die abschließende Empfehlung für ein geeignetes Aggregationsverfahren nach Umweltproblemen geht ähnlich wie bei SCOPE in Richtung des Distance-to-target-Ansatzes; allerdings seien noch weitere Arbeiten an einer geeigneten Gewichtungsmethode erforderlich. WALZ et al. (1996) weisen darauf hin, daß nach ihren Untersuchungen zumindest internationaler Konsens über die begriffliche Unterscheidung in Aggregation innerhalb einzelner Problembereiche und Aggregation der einzelnen Problembereiche zu einer Maßzahl (Gewichtung) herrscht.

204. Insgesamt läßt sich für die Aggregation der Indikatoren auf der Sachebene – trotz einzelner vielversprechender Ansätze (z. B. StBA/FFU, Wuppertal Institut) – feststellen, daß offensichtlich nach wie vor ein enormer Forschungsbedarf besteht, wobei sicherlich über die Analyse bestehender oder geplanter Indikatorensysteme hinaus Erfahrungen aus dem Bereich der Sozialindikatorenforschung (z. B. DIERKES, 1984; GEHRMANN, 1982; ZAPF, 1975, 1974a und b), insbesondere im Kontext mit der Raumordnung und Raumplanung, aus diversen Bewertungsmethoden beziehungsweise -verfahren der Umweltfachplanungen (z.B. risiko- bzw. wirkungsanalytische Ansätze der Landschaftsplanung und Umweltverträglichkeitsprüfung) sowie jüngst aus dem Bereich der Ökobilanzen hinzugezogen werden können. Der Umweltrat empfiehlt deshalb, die Forschungsanstrengungen zur Entwicklung von geeigneten Aggregationsmethoden auf dem Gebiet der Umwelt- beziehungsweise Nachhaltigkeitsindikatoren deutlich zu verstärken.

205. Was die Verknüpfung der verschiedenen Indikatoren zum ökologischen, sozialen, ökonomischen und institutionellen Aspekt der Nachhaltigkeit auf einer gemeinsamen Aussageebene (Linkage Indicators, verbindende Indikatoren) angeht, liegen bisher noch weit weniger konkrete Überlegungen vor als im Bereich der Umweltindikatoren. So stellt zum Beispiel SCOPE zu diesem Fragenkomplex ganz allgemein fest, daß dies ein Bereich langfristiger Forschung sei und daß nahezu sämtliche Vorschläge für hochaggregierte Indikatoren in Richtung integrierte Lösungsansätze gehen (SCOPE, 1996, S. 11). Einen solchen im Sinne der Nachhaltigkeit integrierten, wenn auch sehr langwierigen Ansatz bietet beispielsweise das Syndrom-Konzept des PIK/WBGU (vgl. Tz 199). Um bei der Bewertung einer gesellschaftlichen Entwicklung im Hinblick auf ihre Nachhaltigkeit deutlich voranzukommen, muß die Verknüpfung der verschiedenen Aspekte der Nachhaltigkeit ebenfalls als wichtiges Aufgabenfeld der Indikatorenforschung verfolgt werden.

Räumliche Bezugsebene und räumliche Differenzierung

206. Als räumliche Bezugsebene hat sich weitgehend die nationale Ebene durchgesetzt, wobei in einigen Ansätzen auch regionale Umweltprobleme einbezogen werden sollen, sofern sie von nationaler Bedeutung sind. Die Ansätze des StBA/FFU sowie des PIK/WBGU sind grundsätzlich so konzipiert, daß

Aussagen über den Umweltzustand einschließlich ihrer graphischen Darstellung auf mehreren räumlichen Ebenen (beim PIK/WBGU bis hin zur globalen Ebene) möglich sind. Bei den anderen Ansätzen sind räumlich disaggregierte Aussagen und Darstellungen nicht vorgesehen oder nicht möglich.

Aus den oftmals unterschiedlichen räumlichen Skalenniveaus der einzelnen Indikatoren innerhalb eines Ansatzes ergibt sich häufig das Problem, daß wichtige Ergebnisse durch nationale Durchschnittswerte verdeckt werden. Hieraus erwächst die Aufgabe, ab einer gewissen Stufe der Aggregation auf auffällige Einzelwerte gesondert aufmerksam zu machen, wenn möglich, eine räumlich differenzierte Darstellung vorzunehmen und die Forschungsbemühungen verstärkt auf die Abbildung von besonders empfindlichen Ökosystemen zu richten.

Zur Berücksichtigung von natürlichen Standortunterschieden bei der Bewertung des Umweltzustands und zur Ableitung von räumlichen Handlungsschwerpunkten hatte der Umweltrat den räumlichen Bezug der Daten und die Festlegung einer ökologischen räumlichen Gliederungseinheit empfohlen (SRU, 1994, Tz. 157). Lediglich im StBA/FFU-Projekt wurde mit der Abgrenzung von natürlichen Standorttypen eine gemeinsame natürliche räumliche Bezugsbasis für mehrere Indikatoren geschaffen. Mit Hilfe der räumlichen Bezugseinheit können die Ergebnisse der Umweltzustandserfassung sowohl räumlich-sachlich aggregiert als auch räumlich zusammenfassend abgebildet werden. Der Umweltrat begrüßt diesen Ansatz, wenngleich die Standorttypenabgrenzung im Detail noch fachlich zu diskutieren ist und eine Überarbeitung daher geboten ist.

Sektorale Differenzierung

207. Mit dem Ziel, die Entstehung von Umweltbelastungen verschiedenen Wirtschaftsaktivitäten beziehungsweise Verursachern zuordnen zu können, hat der Umweltrat schon frühzeitig – unabhängig von der Indikatorendiskussion – eine sektorale Untergliederung von Emissionsdaten mit Hilfe einer Emittentenstruktur gefordert (SRU, 1987, Tz. 246 ff.). Diese Anregung des Umweltrates hat zu entsprechenden Forschungsbemühungen geführt, aus denen inzwischen geeignete Datenbanken zur Beschreibung der Emittentenstruktur hervorgegangen sind (THOMAS, 1993; HOHMEYER et al., 1992). Ebenso stellt eine sektorale Differenzierung von Belastungsindikatoren eine sinnvolle Erweiterung eines nationalen Indikatorensystems dar.

Sofern im Rahmen der ausgewählten Umweltindikatorenprojekte Belastungsgrößen erhoben werden, ist eine solche Untergliederung nach Wirtschaftsaktivitäten vorgesehen und methodisch bereits angelegt. Bei den Zustandsindikatoren steht die sektorale Differenzierung wegen der enormen Wissenslücken bei den Ursache-Wirkungsbeziehungen und den Transmissionsvorgängen – abgesehen von strukturellen Veränderungen der Landschaft – dagegen noch in weiter Ferne. In der Diskussion um Nachhaltigkeitsindikatoren wird zum Teil noch die Sinnhaftigkeit einer sektoralen Untergliederung erörtert (z. B. CSD; vgl. Tz. 172).

Im Rahmen des Fh-ISI-Projektes wurden die Umsetzbarkeit einer sektoralen Zuordnung der empfohlenen Indikatoren und die Verfügbarkeit sowie Quantifizierbarkeit der dafür erforderlichen Daten anhand verschiedener Kriterien untersucht. Es wurde deutlich, daß noch weitere Arbeiten zur Ausweitung der Datengrundlagen und zur Schaffung einer konsistenten Datenbasis erforderlich sind. Für einige Belastungsindikatoren seien zwar die erforderlichen Datengrundlagen vorhanden, hinsichtlich ihres Auflösungsgrades, der Datenqualität und der zugrunde liegenden Gliederungsprinzipien unterscheiden sie sich allerdings deutlich voneinander (WALZ et al., 1996, S. 276). Daher ist es bislang lediglich möglich, eine grobe qualitative Einschätzung des Beitrages der einzelnen Sektoren abzugeben.

208. Nach Ansicht des Umweltrates sollte unbedingt berücksichtigt werden, daß im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen bereits seit längerem wichtige Teilarbeiten für eine sektorale Untergliederung geleistet werden – allerdings auf der Basis von Gesamtrechnungsmethoden. Bei zukünftigen Arbeiten an einer sektoralen Differenzierung von Umweltindikatoren sollte zumindest auf eine inhaltliche Abstimmung mit dem Statistischen Bundesamt geachtet werden, um weitere Verknüpfungen mit ökonomischen Indikatoren zu erleichtern.

Bezug der Indikatoren zu Zielgrößen

209. Eine wichtige Aufgabe der Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren ist die Evaluation (umwelt-) politischer Maßnahmen anhand der dafür festgelegten umweltpolitischen Zielsetzungen (Abschn. 1.4.1). In der gegenwärtigen Indikatorendiskussion geht es vor allem darum, ein System von Indikatoren zu entwickeln, das dazu geeignet ist, den Entwicklungspfad einer Gesellschaft auf seine Nachhaltigkeit zu überprüfen. Dies erfordert einen Bezug der weitgehend deskriptiven Indikatoren (Ist-Ist-Werte) auf umweltpolitische Zielsetzungen (Bildung von Soll-Ist-Werten). Der Umweltrat hat dazu bereits empfohlen, im ersten Schritt unter Berücksichtigung des Leitbildes der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung Referenzgrößen in Form von Umweltqualitätszielen und -standards festzulegen (vgl. Abschn. 1.4.1 bzw. SRU, 1994, Tz. 181 ff.; zum Verfahren s. Kap. 1.5 und SRU, 1996, Kap. 4.4). Aus dem Vergleich des angestrebten Umweltzustands mit dem tatsächlichen sind dann im zweiten Schritt Referenzgrößen für die Begrenzung von anthropogen bedingten Umweltbelastungen in Form von Umwelthandlungszielen und Umweltstandards abzuleiten (zum Verfahren s. Kap. 1.5 und SRU, 1996, Kap. 4.4).

Folgt man dem wissenschaftlich wie politisch konsensfähigen Pressure- beziehungsweise Driving-Forces-State-Response-Ansatz der Indikatorenbildung, so entspricht es der Sachlogik, Umweltzustandsindikatoren anhand von Umweltqualitätszielen sowie Belastungs- und Reaktionsindikatoren anhand von Umwelthandlungszielen zu normieren und in umgekehrter Richtung die Erfüllung von Umweltqualitätszielen

mit Hilfe der Zustandsindikatoren und die Erfüllung von Umwelthandlungszielen mit Hilfe der Belastungs- und Reaktionsindikatoren zu überprüfen.

210. Die im vorliegenden Kontext als Umweltindikatorensysteme bezeichneten Ansätze (vgl. Tab. 1.4-2) verzichten auf diese Normierung und beschränken sich zunächst – zum Teil unter Verweisung auf ihre Zweckbestimmung oder ihre institutionellen Rahmenbedingungen (Umweltberichterstattung, Umweltstatistik/UGR) – auf die Erarbeitung von weitgehend deskriptiven Indikatoren. Die mögliche Verwendung dieser Indikatoren bei der Bewertung der Umweltpolitik beziehungsweise der gesellschaftlichen Entwicklung ist einem davon deutlich zu trennenden Schritt vorbehalten. Es wird allerdings eingeräumt, daß auch deskriptive Indikatoren bereits einen gewissen normativen Gehalt aufweisen, der allein schon durch die Auswahl bestimmter Umweltprobleme sowie durch Selektion und Aggregation der Indikatoren entsteht (z.B. WALZ et al., 1996, S. 278) – unabhängig davon, ob dabei auf ein übergeordnetes politisches Leitbild wie das der Nachhaltigkeit zurückgegriffen wird (siehe auch SRU, 1994, Tz. 162).

211. Wie schon in Abschnitt 1.4.2 beschrieben, wurden den Indikatoren im Rahmen des Fh-ISI-Projektes bereits vorhandene politische oder wissenschaftlich empfohlene Umweltziele und Umweltqualitätsziele zugeordnet. Dabei sind – abgesehen vom Bereich der bekanntesten Massenschadstoffe – erhebliche Ziellücken zutage getreten (Tz. 158).

212. Auch bei den Konzepten zu Nachhaltigkeitsindikatoren sind noch erhebliche Probleme und Lücken bei der Normierung festzustellen, obwohl gerade hier ein klarer Bezug auf Zielsetzungen zu erwarten sein sollte (Tz. 147). Während bei den nationalen Projekten ein Zielbezug hergestellt worden ist (siehe Wuppertal Institut, IfS, UBA-AG „Agenda 21/ Nachhaltige Entwicklung") oder Indikatoren unmittelbar aus Nachhaltigkeitszielen (Tz. 191) abgeleitet worden sind (z. B. PIK/WBGU), sind von seiten der CSD oder SCOPE auf internationaler Ebene noch keine konkreten Vorschläge für die Normierung von Nachhaltigkeitsindikatoren entwickelt worden. Beim CSD-Projekt wird das Bewertungsproblem zunächst an die nationale Ebene verwiesen, bei SCOPE ist eine Normierung, abgesehen von den Aggregationsschritten (Tz. 174 ff.), nicht vorgesehen. Auch der bereits angewendete Indikatorensatz der Weltbank muß, bezogen auf die Normierung, noch als zu lückenhaft, wenig transparent und hinsichtlich der Leitbildorientierung als zu sehr ökonomisch geprägt eingeordnet werden. Somit liegt eine vergleichende Überprüfung der gesellschaftlichen Entwicklung verschiedener Signatarstaaten der Agenda 21 auf Nachhaltigkeit noch in weiter Ferne.

213. Selbst eine von den anderen Aspekten der Nachhaltigkeit losgelöste Beurteilung der Umweltqualität anhand eines Umweltindikatorensystems, wie es vom Fh-ISI zur Weiterentwicklung der Umweltberichterstattung vorgeschlagen wird, ist aufgrund erheblicher Ziellücken derzeit nicht absehbar, obwohl zur Zeit mehrere Arbeitsgruppen im Umweltbundesamt mit der Erarbeitung von Zielen für eine nachhaltige Entwicklung aus Umweltsicht befaßt sind (Abschn. 1.3.2.).

214. Zusammenfassend betrachtet liegt nach Auffassung des Umweltrates also eine der dringendsten Aufgaben darin, die bestehenden deskriptiven Umweltindikatoren auf Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele zu beziehen und somit in einen bewertenden Zusammenhang zu stellen. Andernfalls läuft man Gefahr, daß infolge mangelnder Abstimmung weder die Indikatoren noch die Ziele tatsächlich als Instrumente der Evaluation der Umweltpolitik, der Entscheidungsfindung oder Prioritätensetzung eingesetzt werden können. Die laufenden nationalen Indikatorenvorhaben würden dann bestenfalls zu einer Verbesserung der Umweltberichterstattung beitragen und Hinweise auf vorhandene Datenlücken ergeben. Sollen die Umwelt- beziehungsweise Nachhaltigkeitsindikatoren aber die an sie gestellten Aufgaben erfüllen, muß für jeden Indikator die Distanz zwischen dem gemessenen oder berechneten Ist-Wert und einem Soll- oder Grenzwert ermittelt und daraus der politische Handlungsbedarf abgeleitet werden können.

Die Differenz zwischen Umweltzustand und Umweltqualitätszielen oder zwischen Umweltbelastung und Umwelthandlungsziel kann zum Beispiel anschaulich als prozentualer Zielerreichungsgrad graphisch dargestellt werden. Der Umweltrat hat diesbezüglich bereits im Umweltgutachten 1994 auf ein entsprechendes Beispiel verwiesen, den niederländischen Amöbe-Ansatz (SRU, 1994, Tz. 170 bis 180). Ein aktuelles Beispiel ist der Bericht über die Evaluation des 5. Umweltaktionsprogramms der EU (EUA, 1995). Die hierfür zugrunde gelegten Performance-Indikatoren erlauben einen Vergleich zwischen den gesteckten Emissionszielen und der Ist-Situation; die Differenz zwischen beiden wird schließlich für eine qualitative Einschätzung der Erreichbarkeit der Ziele genutzt. Auch das Konzept der UBA-AG „Agenda 21/ Nachhaltige Entwicklung" für Nachhaltigkeitsindikatoren ist so angelegt, daß eine unmittelbare Überprüfung der Zielerreichung möglich ist. Nur mit Hilfe einer gemeinsamen Bezugsbasis wie etwa dem Abweichungsgrad von Umwelthandlungs- und Umweltqualitätszielen wird es gelingen, das Problem einer zusammenfassenden und zugleich transparenten Darstellung von Einzelindikatoren für politisch nutzbare Zwecke zu lösen.

215. Der Umweltrat macht allerdings darauf aufmerksam, daß mit der Darstellung der Zielabweichung keineswegs das Problem der Gewichtung der Einzelindikatoren und etwaiger Prioritätensetzungen gelöst ist. Die Gewichtung beziehungsweise Abwägung der verschiedenen Umweltprobleme muß bereits auf der Zielaushandlungsebene gelöst und bei der Darstellung der Zielabweichung berücksichtigt werden. Eine gleichgewichtige Addition der Zieldistanzen wie beim Amöbe-Ansatz wäre dagegen wenig aussagekräftig, weil die einzelnen indizierten Sachverhalte und die Abweichungsgrade eine ökologisch völlig unterschiedliche Bedeutung haben können und damit unter Umständen auch politisch unterschiedlich zu bewerten sind. Aus ökologischer

Sicht sind die Grenzen der Aggregation nach derzeitigem Stand schon erreicht, wenn es gelingt, Belastungsarten, die in bekannter Weise zusammenwirken, zu einem Indikator zusammenzufassen, wie etwa bei dem vom Umweltrat gezeigten Beispiel des Gesamtsäureeintragspotentials (SRU, 1994, Tz. 192 in Verbindung mit Tz. 256).

Anwendungsnähe

216. Zur Verbesserung der Anwendbarkeit von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren als ein Instrument umweltpolitischer Entscheidungsfindung bedarf deren Ausgestaltung noch erheblicher Anstrengungen.

Zwar bemühen sich einige nationale, vor allem pragmatisch ausgerichtete Konzepte – was naheliegt – um eine kurzfristige Umsetzbarkeit (Fh-ISI, UBA-AG „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung"), doch zeigt die Einschätzung der Datenverfügbarkeit im Rahmen des Fh-ISI-Projektes, daß selbst bei pragmatischer Vorgehensweise noch erhebliche Datenlücken bestehen und daß aufgrund von Änderungen der Erhebungsmethoden nur eingeschränkt zeitliche Vergleiche möglich sind (WALZ et al., 1996, Kap. 4.2). Datenlücken bestehen in nahezu sämtlichen Problembereichen – Ausnahmen bilden Daten über Versauerung und Strahlenbelastung. Nach Indikatorentypen betrachtet, liegen die größten Defizite bei Zustands- und Reaktionsindikatoren, während Belastungsindikatoren, insbesondere Emissionsdaten, weniger ein Problem darstellen.

217. Ein wichtiger Aspekt für die Anwendung der Indikatorenkonzepte ist die Koordinierung mit laufenden Aktivitäten der Datenerhebung in Bund und Ländern, weil aus Kostengründen davon auszugehen ist, daß allenfalls in Teilbereichen neue Meßnetze und Erhebungsmethoden etabliert werden können. In seinem letzten Gutachten hat der Umweltrat begrüßt, daß nun endlich, nach mehrfacher Empfehlung, an einem Konzept für ein Umweltbeobachtungsprogramm und am voll funktionsfähigen Einsatz der Umweltprobenbank gearbeitet wird (SRU, 1996, Tz. 181). Nun haben insbesondere das Fh-ISI- und das StBA/FFU-Indikatorenprojekt gezeigt, welche Datenlücken noch zu füllen sind, wenn ein nationales Indikatorensystem eingesetzt wird. Diese Hinweise sollten dazu genutzt werden, die Konzeption des Umweltbeobachtungsprogramms, wenn möglich, zu modifizieren, um auch von dieser Seite die Implementation und regelmäßige Anwendung eines Indikatorensatzes zu unterstützen. Zuvor sollte allerdings eine verbindliche Entscheidung über die zu den Zielen passenden Indikatorensätze gefällt werden.

Der Umweltrat hat mehrfach betont, daß über die Erfassung sektoraler Umweltdaten hinaus vor allem eine an Ökosystemen orientierte Umweltbeobachtung eingerichtet werden muß, die in einem ersten Schritt in den Biosphärenreservaten erprobt werden sollte. Eine solche modellhafte Erprobung einer ökologisch orientierten Umweltbeobachtung findet inzwischen im länderübergreifenden Biosphärenreservat Rhön statt. Die ebenfalls an Ökosystemen ausgerichteten Funktionalitätsindikatoren des StBA/FFU-Projekts sollen nach dem Vorschlag von MÜLLER (1997, S. 112 f.) primär in Gebieten der ökosystemaren Forschungseinrichtungen angewendet werden. Um die Anwendungschancen dieser, nach Ansicht des Umweltrates besonders bedeutsamen Indikatoren, aber auch anderer Zustandsindikatoren, zu verbessern und die verschiedenen ökologisch orientierten Datenerhebungsaktivitäten zu bündeln, sollte unbedingt eine Zusammenarbeit zwischen den Umweltbeobachtungs- und den Indikatorenaktivitäten organisiert werden. Nach einem positiven Abschluß der Erprobung der ökologischen Umweltbeobachtung im Biosphärenreservat Rhön sollten in repräsentativen Gebieten nach und nach entsprechende Meßflächen eingerichtet werden, die nach vorheriger Abstimmung ebenso für die Erhebung von Funktionalitätsindikatoren und anderen Zustandsindikatoren genutzt werden können.

218. Die Überprüfung der Datenlage für die Anwendung der StBA/FFU-Indikatoren hat unter anderem ergeben, daß man bei einem Großteil der Daten beziehungsweise Indikatoren auf die Zusammenarbeit mit den Ländern angewiesen ist, insbesondere dann, wenn eine ökosystemtypenspezifische Zuordnung oder weiterführend sogar eine Zuordnung der Ökosystemtypen zu Standorttypen gewünscht wird (StBA und FFU, 1997, S. 359 f.). Diese Aufgabe stellt sich auch teilweise für das Fh-ISI-Projekt; sie wird nur nicht so explizit verdeutlicht. Um so erstaunlicher ist, daß der Bund die Länder nicht in angemessener Form, vor allem unter Wahrung der Repräsentanz, an den Aktivitäten für ein pragmatisches Indikatorensystem beteiligt (z. B. im Expertenkreis des BMU). Nicht nur ein ökologisch ausgerichtetes Indikatorensystem, wie es der Umweltrat fordert, auch ein pragmatischer Indikatorensatz ist auf die Daten und die vielfältigen konzeptionellen Beiträge der Länder zur Datenerhebung angewiesen. Der Umweltrat empfiehlt daher dringend, alle Länder an der Indikatorendiskussion zu beteiligen.

219. An dieser Stelle betont der Umweltrat, daß es bei der Einführung eines nationalen Indikatorensatzes als Hilfsmittel der Umweltpolitik keinesfalls darum gehen kann, bestehende und geplante Datenerhebungen im Rahmen der Umweltbeobachtung und -berichterstattung vollständig zu ersetzen. Vielmehr wird es darauf ankommen, einen Informationspool über alle verschiedenen Eingriffe in die Umwelt und deren Zustand bereitzuhalten, auf den flexibel zurückgegriffen werden kann, und der im Idealfall je nach Ausrichtung eines nationalen Zielkonzepts und der Gewichtung von Umweltproblemen (s. Verfahrenskonzept, Kap. 1.5) eine Modifikation und Ergänzung des Indikatorensatzes erlaubt.

Weitere Aspekte: Frühwarnfunktion, Akzeptanz, besondere Mängel der Nachhaltigkeitsindikatoren

220. Als generelles Problem gilt es festzustellen, daß es zwar in Teilbereichen gelungen ist, aussagekräftige Indikatoren über bestehende Umweltprobleme zu entwickeln, aber bislang gibt es – entgegen den Forderungen des Umweltrates (SRU, 1994, Tz. 158 und 165) – keine Indikatoren, mit deren Hilfe

auf nationaler Ebene zukünftige Umweltprobleme erkannt werden können. Einen vielversprechenden konzeptionellen Beitrag hierzu liefern die Funktionalitätsindikatoren des StBA/FFU-Projektes ebenso wie das Konzept für eine ökosystemare Umweltbeobachtung (KÖPPEL et al., 1996; SCHÖNTHALER et al., 1994). Beispielsweise bietet der modellgeleitete Ansatz der Funktionalitätsindikatoren die Möglichkeit, sowohl Teilsysteme als auch Gesamtsysteme zu quantifizieren. Anhand der Bilanzen sollen Störungen im Wirkungsgefüge, zum Beispiel Veränderungen von Prozeßraten oder Entkopplungen von interagierenden Prozessen eines Ökosystems, aufgedeckt werden können. Gesamtbilanzen sollen schließlich Aussagen zum Akkumulations- oder Verlustverhalten der beobachteten Ökosysteme ermöglichen. Solche Entwicklungsrichtungen indizieren bedenkliche Veränderungen im Prozeßgefüge der Ökosysteme. Insbesondere das Auftreten von stofflich-energetischen Verlusten kann als Frühwarnung für anstehende Umweltbeeinträchtigungen gewertet werden, die sich erst im zweiten Schritt in der Veränderung von Strukturen, zum Beispiel Artengefüge, bemerkbar machen (MÜLLER, 1997). Nicht zuletzt wegen dieses Frühwarnpotentials befürwortet der Umweltrat weiterhin einen auf Ökosysteme bezogenen Ansatz bei der Ableitung von Indikatoren (Tz. 190) und fordert zumindest in Gebieten einer zukünftigen ökologischen Umweltbeobachtung die Basisdaten zu erheben, die zur Bildung von Funktionalitäts- beziehungsweise Wirkungsindikatoren erforderlich sind.

221. Ein anderes allgemeines Problem der Indikatoren ist deren Glaubwürdigkeit und in Abhängigkeit davon deren Akzeptanz. Neben den bereits bekannten Kriterien (vgl. Tab. 1.4-1) wird hierzu von wissenschaftlicher Seite empfohlen,

- Transparenz über die Unsicherheit von Daten zu vermitteln und
- Empfehlungen für die Anwendung von Indikatoren auf schwacher Datenbasis sowie
- Empfehlungen für die Evaluation der politischen Brauchbarkeit und wissenschaftlichen Validität von Indikatoren zu entwickeln.

Schließlich wäre bereits bei der Konzeption von Indikatoren zu prüfen, welche Arten von Indikatoren und vor allem, welche Form der Darstellung für die Kommunikation in der Öffentlichkeit besonders gut geeignet sind (SCOPE, 1996).

222. Über die behandelten Anforderungskriterien für Indikatoren hinaus ist speziell bei der Entwicklung von Nachhaltigkeitsindikatoren aus internationaler Sicht festzustellen, daß

- insbesondere ein Mangel an Indikatoren für die Abbildung der Ressourcennutzung und Biodiversität besteht,
- soziale und institutionelle Aspekte der Nachhaltigkeit noch völlig unzureichend abgedeckt werden und
- daß im wirtschaftlichen Bereich Indikatoren fehlen, die die Bedeutung von internationalen Handelsströmen und deren ökonomischen, ökologischen und sozialen Einflüsse wiedergeben und mit deren Hilfe bestimmte ökologische und soziale Ziele begründet und festgelegt werden können (SCOPE, 1996).

Sowohl die laufenden Projekte zu Nachhaltigkeitsindikatoren als auch die Ergebnisse des SCOPE-Workshops zeigen, daß trotz vielfältiger Vorarbeiten und Erfahrungen mit der Anwendung von Indikatoren besonders im Bereich der Verknüpfung von ökologischen, sozialen, wirtschaftlichen und institutionellen Aspekten einer nachhaltigen Entwicklung noch erhebliche inhaltliche Defizite bestehen. Die Ursache insbesondere für die ungenügende Verknüpfung mit geeigneten Sozialindikatoren könnte – zumindest in Deutschland – an der mangelnden Zusammenarbeit der entsprechenden Institutionen bei der Diskussion über Nachhaltigkeitsindikatoren liegen.

1.4.4 Anforderungen an die Ableitung und Festlegung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren

223. Die vergleichsweise hohen Anforderungen des Umweltrates an die Ableitung von Umwelt- bzw. Nachhaltigkeitsindikatoren wurden bei den bisherigen Aktivitäten nur zum Teil umgesetzt (Abschn. 1.4.2).

Bei den zum Teil schon seit längerem laufenden, überwiegend pragmatisch ausgerichteten Indikatorenaktivitäten zur Erfüllung der Berichtspflichten ist sich der Umweltrat allerdings bewußt, daß die mittlerweile entwickelte Eigendynamik wesentliche konzeptionelle und prozedurale Änderungen erschwert, insbesondere dort, wo weitgehend Konsens erzielt wurde (z. B. über den Pressure- beziehungsweise Driving-Forces-State-Response-Modellrahmen oder über die inhaltliche Strukturierung der OECD- und CSD-Indikatoren). Bei der Ableitung von Indikatoren für ein nationales umweltpolitisches Zielkonzept hält der Umweltrat dennoch im wesentlichen an den bisher gestellten Anforderungen fest. Der Umweltrat verbindet damit zugleich die Empfehlung, daß Deutschland auf nationaler wie auf internationaler Ebene im Zuge der fortlaufenden Überarbeitung der bereits vorgeschlagenen Indikatorensysteme konzeptionelle und inhaltliche Ergänzungs- und Weiterentwicklungsvorschläge einbringt (Abschn. 1.4.3).

224. Aus der Diskussion über die Anforderungen an Indikatorensysteme ergeben sich darüber hinaus übergreifende Schlußfolgerungen und Handlungsempfehlungen für

- die Koordination der Indikatorenaktivitäten,
- den Bezug von Indikatoren zu (umwelt-)politischen Zielsetzungen und die Einbettung der Indikatoren in den Zielfestlegungsprozeß sowie
- die Zusammenführung geeigneter Basisdaten zum Zwecke der Indikatorenbildung.

Koordination der Indikatorenaktivitäten

225. Der Umweltrat konstatiert, daß miteinander konkurrierende Indikatorenaktivitäten zu Beginn der

Diskussions- und Entwicklungsphase im Hinblick auf eine gegenseitige Befruchtung durchaus sinnvoll und erstrebenswert sind. Angesichts verbindlicher internationaler Berichtspflichten (OECD, CSD, EU), begrenzter finanzieller Mittel, vor allem aber angesichts dringend zu lösender Umweltprobleme sollte aber so bald wie möglich entschieden werden, welche Vorschläge auf Bundesebene weiterverfolgt und wie diese in einem konsistenten Gesamtkonzept aufeinander abgestimmt werden können.

Dazu muß die Bundesregierung sich verpflichten, innerhalb einer angemessenen, konkret zu bestimmenden Frist entsprechende Entscheidungen herbeizuführen.

Bezug von Indikatoren zu umweltpolitischen Zielen

226. Ein aus umweltpolitischer Sicht besonderes Defizit der bisher entwickelten Indikatorensätze ist der weitgehend fehlende Bezug zu umweltpolitischen Zielsetzungen. Dadurch mangelt es auch am praktischen Nutzen der Indikatoren für die Kontrolle der Politik und deren künftige Gestaltung.

Deshalb fordert der Umweltrat, daß sich die endgültige Festlegung von Indikatoren zumindest auf nationaler Ebene in Ergänzung zur bisherigen Umweltberichterstattung an einem umweltpolitischen Zielsystem orientiert. Erst dann können Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren über die Problemwahrnehmung hinaus der künftigen Politikplanung als Hilfsmittel der Politikformulierung und der Kontrolle der Umweltpolitik dienen.

227. Die Erfahrungen der pragmatisch ausgerichteten Auswahlverfahren zeigen bereits, daß die Aufstellung der Indikatoren spätestens dann ins Stocken gerät, wenn eine Verdichtung beziehungsweise Aggregation der Einzelindikatoren vorgenommen werden soll und hierfür Bewertungshilfen, zum Beispiel in Form von Umweltqualitätszielen und -standards, nicht zur Verfügung stehen und/oder nicht konsensfähig sind. Letztlich benötigt jedes Aggregationsverfahren Referenzgrößen, weil mit jeder Form von Informationsverdichtung eine direkte oder indirekte Bewertung vorgenommen wird. Wenn also überwiegend datengeleiteten Auswahlverfahren der Vorzug gegeben wird, bedeutet das, daß das Problem der Normierung zeitlich nur verlagert wird oder daß die Orientierung an politischen Zielsetzungen nicht erwünscht ist – und somit auch nicht die politische Kontrollfunktion von Indikatoren. Infolgedessen wird eine begründete Fortschreibung beziehungsweise -entwicklung der umweltpolitischen Zielsetzungen erschwert.

Eine andere Möglichkeit der Indikatorenauswahl besteht in der Orientierung an ökologischen Modellvorstellungen (vgl. z. B. Funktionalitätsindikatoren des StBA/FFU-Ansatzes oder auch den Kerndatensatz der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung [SCHÖNTHALER et al., 1994, S. 134]). Aber auch diese benötigen zu ihrer weiteren Verwendung als politisches Hilfsmittel ein Werturteil darüber, welche Ökosysteme in welchem Zustand an welchem Ort als wünschenswert gelten, um daraus Maßnahmen zum Schutz und zur Entwicklung der Ökosysteme ableiten zu können.

228. Das bedeutet also, daß mit der bloßen Einführung von ausgewählten Umweltindikatoren ohne Hinzuziehung, Ergänzung und Systematisierung von umweltpolitischen Zielsetzungen und Umweltstandards an keine wesentliche Steigerung der Nutzbarkeit der Umweltberichterstattung für die Gestaltung und Kontrolle der Umweltpolitik zu denken ist. Noch weniger können Nachhaltigkeitsindikatoren ihrer Funktion als Mittel zur Überprüfung eines gesellschaftlichen Entwicklungspfades in Richtung Nachhaltigkeit gerecht werden, wenn nicht zuvor oder zumindest parallel dazu die notwendigen Referenzgrößen vorgelegt werden.

Deshalb empfiehlt der Umweltrat dringend, die Aufstellung von nationalen Umweltindikatoren mit der Aufstellung von umweltpolitischen Zielen zeitlich, inhaltlich und prozedural zu koordinieren und hierfür ein gestuftes Arbeitskonzept aufzustellen.

229. Während die Entwicklung von deskriptiven Indikatoren weitestgehend im wissenschaftlichen Raum stattfinden sollte, muß die Normierung der Indikatoren einschließlich der Gewichtung mit dem politischen System (z. B. Fachreferate des BMU und anderer Bundesministerien, Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaften) abgestimmt und ein tragfähiger Konsens gefunden werden.

Internationale Beispiele wie die Erarbeitung der OECD-Indikatoren oder die zur Zeit diskutierte Indikatorenliste der CSD haben allerdings deutlich gezeigt, daß mit zunehmender Erweiterung der beteiligten Kreise die ursprünglich zugrunde gelegte Theorie für die Indikatorenbildung an Bedeutung verliert und mit zunehmender Dauer des Diskussionsprozesses einer interessengeleiteten Zusammenstellung der von den jeweiligen Teilnehmern als wichtig erachteten Indikatoren weicht (s. auch ZIESCHANK und van NOUHUYS, 1995; RENNINGS, 1994, S. 164).

Der Umweltrat ist deshalb der Auffassung, daß über die Auswahl und Entwicklung eines Gerüsts von deskriptiven Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren wissenschaftlich entschieden werden muß. In einem hiervon getrennten Prozeß und unter der Beteiligung von gesellschaftlichen Gruppen sind Zielfestlegungen zu treffen, die für die Aggregation und Normbildung für Einzelindikatoren heranzuziehen sind. Erste Hinweise, wer aus der Sicht des Umweltrates an einer Normierung von Indikatoren in welchen Verfahrensschritten beteiligt werden sollte, liefern die Erläuterungen zum Verfahrensschema für die Festlegung von Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen (Kap. 1.5). Von wissenschaftlicher Seite sollte beurteilt werden, welche von den deskriptiven Indikatoren am besten als Gradmesser für die Erfüllung der Zielfestlegungen, auch über längere Zeiträume hinweg, geeignet sind. Die endgültige Festlegung von normativen Indikatoren (Soll-Ist-Indikatoren) muß schließlich wieder in Abstimmung mit dem politischen System erfolgen. Die Normen beziehungsweise Referenzgrößen für Indikatoren müssen unter anderen deshalb gesellschaftlich vorgegeben werden, weil es sonst dazu kommen kann, daß – ähnlich

wie in der Sozialindikatorendiskussion der siebziger Jahre – immer neue, aus dem jeweiligen Blickwinkel vermeintlich immer relevantere Indikatoren entwickelt werden, die durch die versteckt ausgetragene Bewertungsdebatte an Glaubwürdigkeit verlieren.

230. Daß in umgekehrter Richtung auch künftig weitgehend deskriptive Umweltindikatoren, wie bisher etwa die Datenzusammenstellungen des Umweltbundesamtes („Daten zur Umwelt"), zur Formulierung von umweltpolitischen Zielsetzungen beitragen müssen, ist unmittelbar einleuchtend und bedarf daher keiner weiteren Ausführung. Um jedoch Mißverständnissen vorzubeugen, muß klargestellt werden, daß die für das umweltpolitische Zielsystem benötigten Indikatoren eine Ergänzung der bisherigen beziehungsweise weiterzuentwickelnden Umweltberichterstattung darstellen und keineswegs deren Ersatz. Über einen Satz von ausgewählten Schlüsselindikatoren hinaus wird auch weiterhin ein Pool von Umweltdaten und -indikatoren benötigt, der weitgehend unabhängig von aktuellen politischen Fragestellungen medienübergreifend Auskunft über die Umwelt gibt, wie das etwa mit einem Teil der Umweltzustandsindikatoren der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen oder auch mit dem Kerndatensatz der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung (SCHÖNTHALER et al., 1994) vorgeschlagen wird.

Zusammenführung geeigneter Basisdaten

231. Über den weitgehend fehlenden Zielbezug hinaus offenbaren die Indikatorenprojekte in der Gesamtsicht Probleme, die auch schon in anderen Zusammenhängen, wie etwa der Diskussion um die Einführung der ökologischen Umweltbeobachtung und der Verbesserung der Umweltberichterstattung, deutlich geworden sind:

- mangelnde Kohärenz der Umweltdaten beziehungsweise der verschiedenen Routinemeß- und Dauerbeobachtungsprogramme des Bundes und der Länder,
- fehlender Konsens über eine ökologisch ausgerichtete Raumgliederung von Deutschland,
- Mangel an aktuellen und flächendeckenden beziehungsweise für die Gesamtfläche Deutschlands repräsentativen Daten, insbesondere bei der Umweltzustandserfassung („state") und hier vor allem zur Funktionalität von Ökosystemen und zur Biodiversität, aber auch bei der Erfassung von Maßnahmen („response") sowie
- ungenügende Identifizierungsmöglichkeiten von künftigen Gefährdungen (Früherkennung von Umweltproblemen).

232. Sollen die zum Teil sehr aufwendigen Indikatorenaktivitäten nicht nur zur Ermittlung von Informationslücken und allenfalls noch zur Systematisierung und besseren Handhabung laufender Datenerhebungen beitragen, sondern auch tatsächlich die ihnen zugeschriebenen politischen Aufgaben erfüllen und somit zu einer rationalen Politikgestaltung beitragen, dann ist nach Auffassung des Umweltrates eine Koordination mit den derzeit laufenden Datenerhebungen des Bundes und der Länder sowie mit der angestrebten ökologischen Umweltbeobachtung zwingend und dringend geboten. Zumindest muß so bald wie möglich Konsens über die Grundzüge einer Modifikation und Ergänzung der Datenerhebungen sowie über die Prioritätensetzung bei der Sammlung und Aufbereitung der Daten erzielt werden. Die Aufstellung von Indikatoren und vor allem die Bewertung der Indikatorenaussagen kann je nach Aufgabenfeld eines Indikatorensystems durchaus unterschiedliche Inhalte und Schwerpunkte haben.

233. Darüber hinaus sind die festgestellten Datenlücken dringend zu beheben. Ein nach wie vor sehr wichtiger Ansatzpunkt zur Verbesserung der Datenlage ist die Implementation der ökologischen Umweltbeobachtung. Mit dieser Datengrundlage kann zum Beispiel ein wichtiger Beitrag zur Ableitung von Funktionalitäts- beziehungsweise Wirkungsindikatoren geleistet werden. Solche Indikatoren können ganz wesentlich zur Früherkennung von schleichenden Umweltveränderungen und damit zum vorsorgenden Umweltschutz beitragen. Deshalb mahnt der Umweltrat auch im Zusammenhang mit der Indikatorendiskussion erneut in aller Entschiedenheit die weitere Erprobung und die Umsetzung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung an (zuletzt SRU, 1996, Tz. 180 bis 182). Wichtige Voraussetzungen dafür sind, daß die notwendigen finanziellen und personellen Mittel bereitgestellt werden und daß der Bund im Zuge der Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes endlich eine gesetzliche Grundlage für die Umweltbeobachtung erhält (vgl. § 11 des Entwurfs vom 8. Mai 1996). In fachlicher Hinsicht sollte darüber hinaus zwischen den beteiligten Fachbehörden alsbald Konsens über die Konzeption zur Verbesserung der Daten im bislang defizitären Bereich der Biodiversität beziehungsweise des Naturschutzes erzielt werden; denn hierfür liegen zwar sehr weitreichende, aber zum Teil kontroverse Vorschläge vor (BfN, 1997, Kap. 3.3 f.; BACK et al., 1996; FOECKLER et al., 1996; KÖPPEL et al., 1996).

Des weiteren empfiehlt der Umweltrat, die bisherigen Projekte der Ökosystemforschung dahin gehend zu evaluieren, welchen Beitrag sie zur Verbesserung der Datenlage und damit zur Aufstellung von Umwelt- und Nachhaltigkeitsindikatoren, insbesondere im Bereich der Zustandsbeschreibung von Ökosystemen, leisten können. Schließlich sollten die Ergebnisse dieser Evaluation und der Bedarf an Erkenntnissen über Ursache-Wirkungszusammenhänge zur Ableitung von Indikatoren bei der künftigen Konzeption der Ökosystemforschung berücksichtigt werden.

1.5 Zur Verständigung auf umweltpolitische Ziele

Grundsätzliche Überlegungen

234. Die Analyse gegenwärtiger Prozesse der umweltpolitischen Entscheidungsfindung hat gezeigt, wie notwendig eine Festlegung umweltpolitischer

Ziele und prioritärer Handlungsfelder für eine sachgerechte, langfristig tragfähige und systematische Umweltpolitik wäre und wie wenig die gegenwärtigen Entscheidungsprozesse dieser Notwendigkeit jedoch entsprechen (vgl. Kap. 1.2).

Dabei ist es nach Ansicht des Umweltrates vor allem geboten, daß umweltpolitische Ziele in transparenten Verfahren, unter Einbeziehung relevanter wissenschaftlicher, staatlicher und gesellschaftlicher Akteure, formuliert werden.

235. Der Umweltrat schlägt zu diesem Zweck ein Verfahrensschema zur Formulierung und Festlegung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen vor (zu den Begriffen vgl. Tz. 65). Dabei orientiert sich der Umweltrat insbesondere an seinem mehrstufigen Verfahrensmodell für die Festlegung von Umweltstandards (vgl. SRU, 1996, Kap. 4), das er jedoch stark modifiziert hat, da die Formulierung von Umweltqualitätszielen, Umwelthandlungszielen und Umweltstandards – trotz wechselseitiger Verknüpfungen (vgl. Abb. 1.1-1) – jeweils unterschiedlichen Anforderungen unterliegt. Das im folgenden beschriebene Verfahrensschema ist in drei Phasen – Vorbereitung, Entscheidungsfindung sowie Umsetzung und Monitoring – unterteilt (Abb. 1.5-1). Die drei Phasen umfassen insgesamt sieben Verfahrensstufen. Die Stufen sind teilweise durch Rückkopplungen miteinander verbunden.

Die erste Stufe (1) besteht in der Sammlung und Strukturierung vorhandener Zielaussagen, gefolgt von der zweiten Stufe (2) der Zielüberprüfung und Ergänzung. Danach (3) erfolgt die Ermittlung technischer und verhaltensabhängiger Reduktionsmöglichkeiten und eine ökonomische Bewertung. Am Ende der Vorbereitungsphase steht ein endgültiger Vorschlag für ein wissenschaftlich begründetes Zielkonzept und für Prioritäten. In die Phase der Entscheidungsfindung fällt die Diskussion (4) und die Festlegung der Ziele und prioritären Themenfelder (5). In der nächsten Stufe (6) werden Standards abgeleitet und Maßnahmen zur Umsetzung ergriffen. Abschließend (7) werden die Umsetzung der Maßnahmen und die Zielerreichung überprüft. Die Verfahrensstufen werden im weiteren noch detaillierter erläutert (Tz. 244).

236. Vorab sollen jedoch einige grundsätzliche Erwägungen sowie Rahmenbedingungen für das Verfahrensschema diskutiert werden. Der Umweltrat ist sich bewußt, daß bei der Ableitung und Formulierung von Umweltqualitätszielen einerseits und Umwelthandlungszielen andererseits nicht nur Gemeinsamkeiten, sondern auch Unterschiede bestehen. So wird unter Umständen im Vergleich mit Umwelthandlungszielen ein Konsens über Umweltqualitätsziele leichter zu erzielen sein. Im Verfahren über Umweltqualitätsziele wird die angestrebte Qualität festgelegt, die Verteilungsfrage der Belastung bleibt hingegen weitgehend unberührt.

Dagegen ist es schwieriger, sich über Umwelthandlungsziele zu verständigen – sowohl aufgrund des zunehmenden Konkretisierungsgrades als auch aufgrund des größeren Abstimmungs- und Diskussionsbedarfs, wenn zur Umsetzung ein zeitlicher Rahmen festgelegt werden soll. Der Umweltrat trägt dem Rechnung, indem er ein Verfahrensschema für die Ableitung von Umwelthandlungszielen vorstellt, das aber auch grundsätzlich auf die Ableitung von Umweltqualitätszielen angewendet werden kann. Modifikationen und Besonderheiten, die sich für die Ableitung von Umweltqualitätszielen ergeben, werden nach der eigentlichen Erläuterung des Verfahrensschemas gesondert dargestellt (Tz. 245 ff.).

237. Das Schema bezieht sich zunächst auf bereits erkannte Belastungssituationen und versucht, unter diesen Schwerpunkte herauszufiltern. Jedoch sollte der Prozeß letztlich darauf hinauslaufen, themenbezogen möglichst umfassend die vorhandenen und absehbaren Belastungen aufzugreifen und daraus Ziele abzuleiten, zu formulieren und politisch festzulegen. Dies kann jedoch nur in einem langfristigen und iterativen (wiederkehrenden) Prozeß erfolgen.

Auch wenn das Schema der im Sinne der Vorsorge angestrebten Frühwarnfunktion nur bedingt Rechnung tragen kann, erscheint es über die Integration der ökologischen Umweltbeobachtung und Einbeziehung von Indikatoren doch möglich, Belastungen frühzeitiger als bisher erkennen und damit den Prozeß der Zielformulierung und -festlegung schneller einleiten zu können als bisher (vgl. Tz. 220).

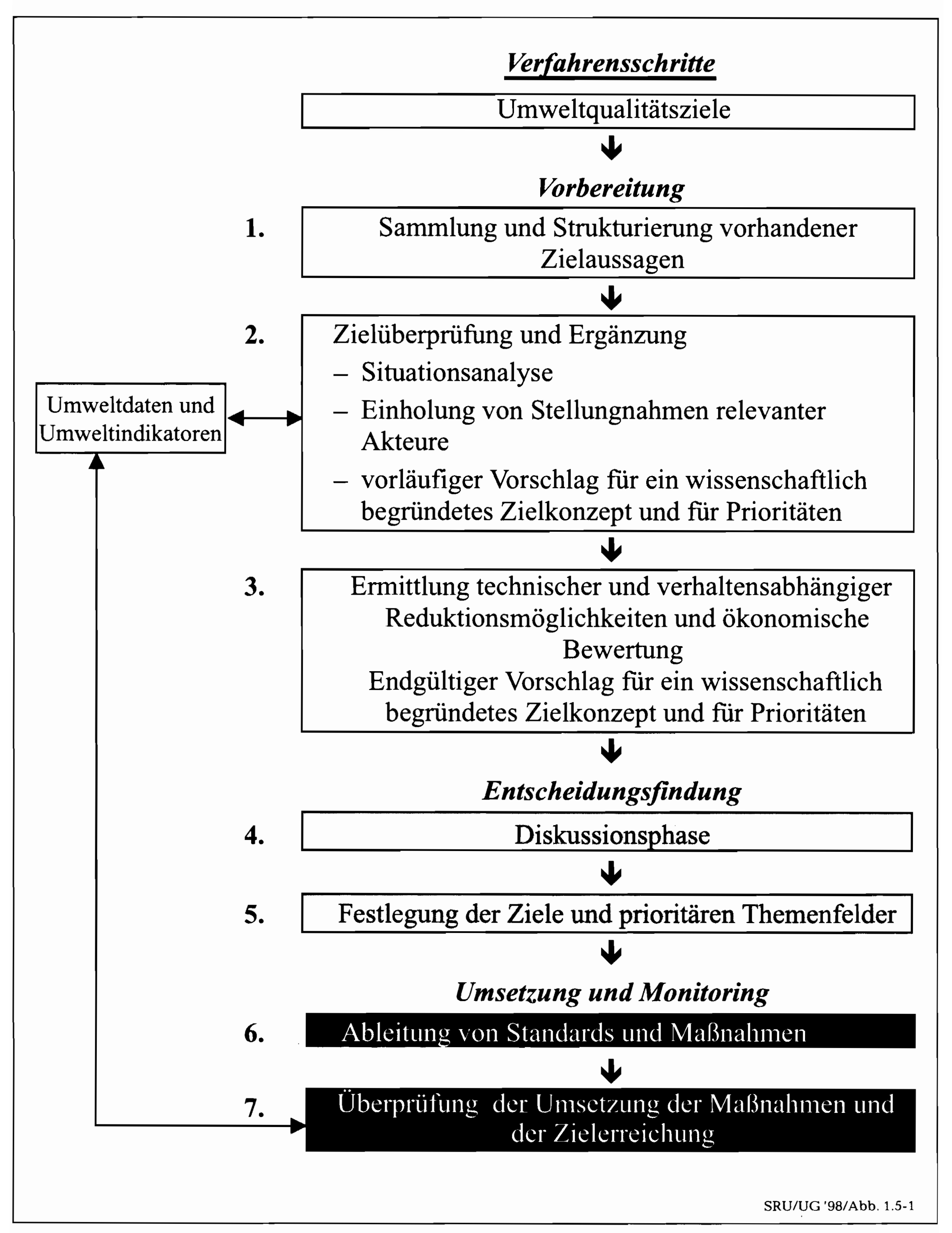
238. Eine besondere Problematik des Schemas liegt in der Integration des Ressourcenschutzes. Für diesen Bereich lassen sich zwar ohne weiteres Umwelthandlungsziele formulieren. Da es sich jedoch um ein nutzungsbezogenes Themenfeld handelt, lassen sich Umweltqualitätsziele für den Ressourcenbestand aus ökologischen Erwägungen nicht ableiten. Allerdings sind der Rohstoffabbau und die Inanspruchnahme von erneuerbaren Ressourcen mit erheblichen Umweltauswirkungen verbunden. Entsprechende Umweltqualitätsziele für den Bereich Ressourcenschutz sind jedoch anderen, vornehmlich wirkungsbezogen definierten Themenbereichen zuzuordnen, die die betreffenden Umweltauswirkungen (Emissionen, Landschaftszerstörung, strukturelle Belastungen) umfassen. Es ist deshalb besonderes Augenmerk darauf zu richten, daß sie dort auch Berücksichtigung finden.

239. Die Verfahrensvorschläge sind auf die nationale Ebene zugeschnitten. Allerdings ist der Umweltrat der Überzeugung, daß das vorgeschlagene Verfahrensschema prinzipiell auch auf die regionale und lokale Ebene übertragbar ist. Allerdings ist zu beachten, daß die Bezugsebene für die Festlegung von teilräumlichen Umweltqualitätszielen nicht identisch ist mit Verwaltungs- und Ländergrenzen.

Zudem ist aus der Sicht des Umweltrates eine Verknüpfung der bereits existierenden Prozesse auf nationaler, regionaler und lokaler Ebene, also eine Koordination „nach oben" und „nach unten", notwendig – zum einen, um eine Mindestqualität der regionalen und lokalen Aushandlung und Formulierung von Zielen und des angestrebten Umweltzustandes zu gewährleisten, zum anderen aber auch, um Diskussionen anzuregen für den Fall, daß diese Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele über die nationalen Anforderungen hinausgehen.

Abbildung 1.5-1

Verfahrensschema zur Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umwelthandlungszielen



Darüber hinaus sollte die internationale Diskussion zur Formulierung und Festlegung von Zielen beobachtet werden und deren Erfahrungen Eingang in die nationale Diskussion finden, soweit dies nicht ohnehin verpflichtend ist.

240. Für die Durchführung des Verfahrens sollte soweit wie möglich auf vorhandene institutionelle Strukturen zurückgegriffen werden. Die Aufstellung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen wird aber nicht ohne weiteres neben den Routinetätigkeiten mit erledigt werden können, wie die Praxis auf kommunaler Ebene zeigt. Innerhalb der bestehenden Strukturen müssen Mindestrahmenbedingungen geschaffen werden.

Initiator des Verfahrens sollte das Bundesumweltministerium sein, da die Entscheidung darüber, ob und für welche Bereiche Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele festgelegt werden sollen, eine genuin politische Entscheidung der Exekutive ist. Die Aktivitäten müssen dort koordiniert und letztlich auch umgesetzt werden. Die Exekutive darf trotz ihrer zum Teil moderierenden Funktion nicht aus der politischen Verantwortung entlassen werden. Für die Ableitung und Formulierung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen könnte das Umweltbundesamt – unter Einbeziehung externen Sachverstandes – die geeignete Institution sein. Die Bildung neuer Einrichtungen zur Wahrnehmung dieser Aufgaben beurteilt der Umweltrat in Anbetracht der vielen bereits vorhandenen wissenschaftlichen Einrichtungen sowie im Hinblick auf die angespannte Haushaltslage sehr skeptisch. Zudem sind Strukturen durch die bereits durchgeführte Bildung von Arbeitsgruppen, etwa die „Projektgruppe Nachhaltige Entwicklung in Deutschland" im Bundesumweltministerum und die „AG Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung" im Umweltbundesamt, in den Grundzügen vorhanden. Allerdings müssen diese Strukturen auf ihre Funktionsfähigkeit und Effizienz überprüft und hinsichtlich der Kooperation der Beteiligten untereinander weiterentwickelt werden. Gerade im Hinblick auf die Phase der Implementation, aber auch auf die Möglichkeit, Kenntnisse über Reduktionspotentiale effektiv zu nutzen, hält der Umweltrat zudem die Einbeziehung der Verursacher von Umweltbelastungen ebenso wie der Umweltverbände in den Aushandlungsprozeß von Umwelthandlungszielen für dringend geboten. Das gleiche gilt ganz allgemein für die betroffene Öffentlichkeit. Die Chancen, die Konsensbasis zu erweitern, sind es wert, die eventuell damit verbundenen Verzögerungen im Entscheidungsprozeß oder eventuelle Blockaden in Kauf zu nehmen. Blockaden sollten durch geeignete Maßnahmen (Vermittlung durch neutrale Dritte, Paketlösungen etc.) verhindert oder doch erheblich reduziert werden.

241. Dem Verfahren muß ein zeitlicher Rahmen vorgegeben werden, um der Gefahr der Verschleppung des Prozesses wirksam vorzubeugen. Der Umweltrat vertritt die Auffassung, daß die Ableitung, Formulierung und Festlegung umweltpolitischer Ziele in einem bestimmten Bereich in einem solchen Verfahrensschema insgesamt eine begrenzte, im Einzelfall festzulegende Zeit in Anspruch nehmen sollte, zumal nach einer Phase der Implementation die Ziele evaluiert und gegebenenfalls fortgeschrieben werden müssen. Die Entscheidungen über umweltpolitische Zielsetzungen sollten im Idealfall im Konsens aller Beteiligten getroffen werden. Allerdings ist der Umweltrat der Meinung, daß – abgesehen von der zeitlichen Begrenzung des Diskussionsprozesses – von Anbeginn klargestellt werden muß, daß bei Konflikten zwischen der wissenschaftlichen und der interessengeleiteten Position oder innerhalb beider die Entscheidung über die festzulegenden Ziele hoheitlich von der Exekutive oder gegebenfalls dem Parlament getroffen werden sollte. Dies gilt auch für den Fall des Scheiterns einer konsensualen Lösung.

Da eine Zielüberprüfung im Hinblick auf während der Implementationsphase gewonnene neue Erkenntnisse und Entwicklungen, unvorhersehbare Nebenwirkungen sowie gegebenenfalls neue Bewertungen wichtig ist, müssen Lernmöglichkeiten offengehalten werden. Der Umweltrat plädiert daher für eine Fortschreibung des Verfahrens zur Zielformulierung, also für einen längerfristigen und wiederkehrenden Prozeß der Zielentwicklung.

242. Die Funktionen von Umweltzielen, das heißt die Rationalitäts-, Signal- und Orientierungsfunktion sowie der Bedarf an Flexibilität sprechen nach Auffassung des Umweltrates gegen eine durchgängige Verrechtlichung insbesondere von Umwelthandlungszielen. In der Regel genügt hier eine Behördenverbindlichkeit; eine Außenverbindlichkeit von Umweltzielen kommt nur in Ausnahmefällen in Betracht.

243. Nach der Festlegung der Ziele sollte die Fortschreibung des Zielkonzepts sowohl auf der Basis der Erkenntnisse, die sich durch die Zielüberprüfung ergeben, als auch aufgrund von neuen Erkenntnissen über ökologische, ökonomische, technische und gesellschaftliche Zusammenhänge erfolgen. Der Umweltrat sieht gerade darin eine ganz wesentliche Erfolgsbedingung für eine sachgerechte, langfristig tragfähige und systematische Umweltpolitik.

Verfahrensschema zur Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umwelthandlungszielen

Erläuterung der Verfahrensstufen

244. Ausgangspunkt des Verfahrens zur Festlegung von Umwelthandlungszielen ist grundsätzlich die Verfügbarkeit von Umweltqualitätszielen. Jedoch können Umwelthandlungsziele auch formuliert werden, wenn keine oder keine ausreichenden Umweltqualitätsziele bestehen. Die Festlegung von Umwelthandlungszielen nimmt in diesem Fall freilich Elemente auf, die an sich der Festlegung von Umweltqualitätszielen zugeordnet sind. Mit welchen Modifikationen und Besonderheiten im Verfahrensablauf Umweltqualitätsziele abgeleitet und formuliert werden sollen, ist in Tz. 245 ff. dargestellt.

1. Im ersten Schritt des Verfahrens erfolgt die *Sammlung und Strukturierung vorhandener Zielaussagen* der verschiedenen Behörden, Institute und Gremien. Dabei sind auch solche mit radikalen Forderungen oder Außenseiterpositionen einzube-

ziehen. Des weiteren sind die in den verschiedenen Regelwerken vorhandenen Zielaussagen, soweit sie nicht schon in den Studien der Institute enthalten sind, mit aufzunehmen. Die inhaltliche Strukturierung sollte nach ausgewählten Belastungssituationen (Problembereichen) erfolgen. Sofern es zur Ableitung eines oder mehrerer Umweltqualitätsziele für eine bestimmte Belastungssituation gekommen ist, wird im ersten Schritt der Vorbereitungsphase an diese Ergebnisse angeknüpft. Ebenso sollten zur Orientierung beziehungsweise zur Schaffung von Vergleichsmöglichkeiten Umwelthandlungsziele aus anderen Ländern herangezogen werden, sofern sie den fachlichen Anforderungen entsprechen (z. B. wissenschaftliche Begründung). Dieser gesamte erste Schritt sollte vom Umweltbundesamt durchgeführt werden.

2. Der zweite Verfahrensschritt, die *Zielüberprüfung und Ergänzung*, bildet einen ganz wesentlichen Bestandteil des Schemas, da hier der gesamte Handlungsbedarf, der sich aus der Vorgabe des Umweltqualitätsziels ergibt, in einer *Situationsanalyse* (vgl. Tz. 246) festgestellt und – wo nötig – in Teilschritte zerlegt werden sollte. Im einfachsten Fall stellt die Ableitung von Umwelthandlungszielen eine Art Übersetzung der Umweltqualitätsziele dar. Sind diese aber nicht quantifiziert oder bestehen Zweifel daran, daß sie den Leitlinien der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung einschließlich des Vorsorgeprinzips genügen oder bestehen Zweifel über die Wirkungen von Handlungen (Emissionen, landschaftsstrukturelle Eingriffe) der Akteurgruppen auf die Umwelt, so ergibt sich ein zielbezogener Entscheidungsbedarf auf der „zweiten Stufe". Es müssen also ohne Rückgriff auf Umweltqualitätsziele Umwelthandlungsziele formuliert werden. Den beschriebenen Unsicherheiten kann durch Bezugnahme auf das Vorsorgeprinzip beziehungsweise auf die Managementregeln des Leitbildes der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung Rechnung getragen werden. Dies läuft im Zweifel darauf hinaus, bei größerer Unsicherheit entsprechend schärfere Umwelthandlungsziele zu formulieren.

   Den gesellschaftlich relevanten Akteuren soll durch die *Einholung von Stellungnahmen* von seiten des Umweltbundesamtes frühzeitig die Möglichkeit zur Beteiligung gegeben werden. Erfahrungen auf kommunaler Ebene (z.B. im Rahmen der Lokalen Agenda 21) haben gezeigt, daß sich die Beteiligung gesellschaftlicher Akteure positiv auf die inhaltliche Qualität der Zielkonzepte ausgewirkt hat (DICKHAUT, 1996).

   Der aus diesen Aktivitäten resultierende vorläufige Vorschlag für ein wissenschaftlich begründetes Zielkonzept und für eine Prioritätensetzung sollte möglichst konkrete und – wo sinnvoll – quantifizierte Umwelthandlungsziele enthalten. Die Ableitung der Umwelthandlungsziele muß ausführlich und verständlich dokumentiert werden, damit das Zustandekommen jedes einzelnen Zieles nachvollziehbar bleibt. Insbesondere bei quantifizierten Zielen sollten, wo möglich, durch die Formulierung von Maximal- und Minimalanforderungen Handlungsspielräume für die Aushandlungsebene aufgezeigt werden. Aus dem Zielkonzept sollte darüber hinaus hervorgehen, welche der Umwelthandlungsziele aus wissenschaftlicher Sicht prioritär umgesetzt werden sollten. In diese Verfahrensstufe gehört auch eine Analyse der Konflikte, die sich aus unterschiedlichen Zielvorstellungen ergeben. Diese Aufgaben sollten vom Umweltbundesamt unter Einbeziehung externen wissenschaftlichen Sachverstandes durchgeführt werden.

3. Im dritten Verfahrensschritt werden von Experten aus Technik, Wirtschaft und Gesellschaft *technische und verhaltensabhängige Reduktionsmöglichkeiten* ermittelt. Dabei sind *Kosten-Nutzen-Analysen* durchzuführen, um die effektivsten und effizientesten Handlungsmöglichkeiten zu ermitteln. Es handelt sich um ein vorläufiges Analyseergebnis, weil in den Kosten-Nutzen-Analysen mit politisch übergreifenden Annahmen zur Überwindung von Unsicherheiten und Gewichtungen zur Aggregation unterschiedlich dimensionierter Teilziele gearbeitet wird. Die Wirkung dieser Annahmen und alternativen Gewichtungen muß zur Vorbereitung der Diskussion und politischen Entscheidung in Form von Sensitivitätsanalysen dargestellt werden. Hierdurch können die im vorangegangenen Schritt formulierten Minimal- und Maximalanforderungen sowie die daraus sich ergebenden Handlungsspielräume zusätzlich bewertet werden. Am Ende dieses Verfahrensschrittes sollte vom Umweltbundesamt ein endgültiger Vorschlag für ein Zielkonzept unterbreitet werden.

4. Mit dem vierten Schritt tritt der Verfahrensprozeß aus der Vorbereitungsphase in die Phase der Entscheidungsfindung. Es ist daher angemessen, daß in dieser Phase nicht mehr das Umweltbundesamt als technisch-wissenschaftliche Fachbehörde, sondern die politisch verantwortliche Exekutive, repräsentiert durch das Bundesumweltministerium, die Verantwortung für die Verfahrensleitung hat. In diesem Schritt der *Diskussionsphase* erfolgt die Beratung des Zielkonzepts im Plenum, in dem sämtliche beteiligten Akteure (Experten aus unterschiedlichen Fachdisziplinen, staatliche Entscheidungsträger, insbesondere Vertreter anderer Bundesministerien, Vertreter der Länder und der Kommunen sowie gesellschaftlicher Gruppen) repräsentiert sein sollten; dabei ist auf eine ausgewogene Zusammensetzung zu achten. Das Zielkonzept wird den Akteuren durch das Bundesumweltministerium vorgestellt und diskutiert. Durch Diskussion in Arbeitsgruppen soll versucht werden, aus den durch das wissenschaftliche Konzept vorgegebenen Zielspannen (Minimal- und Maximalanforderungen) zu einem konkreten Ziel zu gelangen. Die Art der Einteilung und Zusammensetzung der Arbeitsgruppen ist abhängig vom Sachverhalt und kann nach Problembereichen und/oder verursacherorientiert erfolgen. Falls sich die vorgenommene Einteilung der Arbeitsgruppen als nachteilig erweisen sollte, ist dies bei der Fortschreibung des Verfahrens zu berücksichtigen.

5. Die Ergebnisse der Arbeitsgruppen sollen ins Plenum zurückfließen, um auch dort diskutiert zu werden. In diesem Schritt sind die Umwelthandlungsziele eines jeweiligen Problembereichs auf Widerspruchsfreiheit und auf ihre Vereinbarkeit mit Zielen anderer Problembereiche abzugleichen. Darüber hinaus muß die politische Festlegung der Ziele mit dem ursprünglichen wissenschaftlichen Vorschlag abgeglichen werden. Als Ergebnis der Diskussion sollen von der Exekutive sowohl die Umwelthandlungsziele als auch die Priorisierung von Handlungsfeldern zu deren Umsetzung festgelegt werden (*Festlegung der Ziele und prioritären Themenfelder)*. Dabei ist ein Konsens der Beteiligten erstrebenswert, aber nicht notwendig.
6. Die *Ableitung von Standards und Maßnahmen* bildet den Übergang von der Entscheidungs- zur Umsetzungs- und Monitoringebene. Dabei stehen grundsätzlich alle umweltpolitischen Instrumente zur Verfügung. Werden ordnungsrechtliche Lösungen gewählt, so können die Umwelthandlungsziele durch Emissionsstandards oder andere Verhaltensstandards verbindlich gemacht werden. Dieser Schritt bildet damit die Verbindung zum Verfahren der Umweltstandardsetzung; die Festlegung von Umweltstandards sollte nach den Vorgaben des im Umweltgutachten 1996 beschriebenen Verfahrens erfolgen (SRU, 1996, Kap. 4).
7. Von besonderer Bedeutung für das Erreichen der Umwelthandlungsziele ist die *Überprüfung der Umsetzung der Maßnahmen und der Zielerreichung* nach einem festzulegenden Zeitintervall. Die Maßnahmen sind auf ihre Wirksamkeit zu überprüfen, um eine Korrektur möglich zu machen. Ebenso ist nicht nur die Erreichung der Umwelthandlungsziele zu überprüfen, sondern – wenn möglich – festzustellen, welche Veränderungen der Umweltsituation erzielt wurden (Verbindung zur Situationsanalyse im Umweltqualitätsziel-Schema). Die Kontrolle der Umwelthandlungsziele erfolgt unter Zuhilfenahme von Umweltdaten (Umweltbeobachtung, Ergebnisse der Ökosystemforschung) und Indikatoren und erfordert gegebenenfalls die Generierung neuer Daten und Indikatoren. Allerdings darf die bei der Setzung der Umwelthandlungsziele getroffene Auswahl nicht beliebig, sondern muß veränderbar sein (jedoch nur, wenn sich das Ziel inhaltlich ändert), sonst liefe die angestrebte Kontrolle der Politik und Verwaltung leer, weil beliebig andere Maßstäbe zu deren Überprüfung angewendet werden könnten. Auch wenn das Verfahrensschema mit diesem Schritt endet, weist der Umweltrat abschließend noch einmal darauf hin, daß dessen Fortschreibung eine wesentliche Bedingung für eine sachgerechte, langfristig tragfähige und systematische Umweltpolitik ist (Tz. 243).

Modifikationen und Besonderheiten bei der Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umweltqualitätszielen

245. Wie im Verfahrensschema für Umwelthandlungsziele beschrieben, geht die Ableitung von Umweltqualitätszielen im Idealfall der der Umwelthandlungsziele voraus und wird in einem in der Grundstruktur analogen Verfahrensschema vollzogen. Dennoch ist das in meßbaren Größen formulierte Umweltqualitätsziel keineswegs zwingende Voraussetzung für die Formulierung von Umwelthandlungszielen. Letztere sind auch aus Leitbildern und Leitlinien beziehungsweise verbal konkret beschriebenen Umweltqualitätszielen ableitbar.

Vorbereitung

246. Das Verfahren zur Ableitung von Umweltqualitätszielen beginnt mit der *Problemdefinition.* Dazu gehört sowohl die Identifizierung und die Auswahl einer Belastungssituation als auch die Feststellung der durch die Belastung potentiell betroffenen *Schutzobjekte* (Mensch, Tier, Pflanze, Wasser, Boden etc.). An der Problemdefinition sollten Experten aus Wissenschaft, Politik und Gesellschaft beteiligt sein. Dabei sollten diese Experten möglichst frei von Interessenbindungen und in der Lage sein, im Sinne des Gemeinwohls ihre Aufgaben wahrzunehmen (vgl. SRU, 1996, Tz. 885 f). Zur Erweiterung des Informationsrahmens beziehungsweise zur Schaffung von Vergleichsmöglichkeiten können für die Themenauswahl und Bestimmung der Schutzobjekte auch Zielkonzepte oder Umweltpolitikpläne anderer Länder und internationale Aktionsprogramme herangezogen werden. Vorrangig ist die Festlegung von Schutzzielen im Bereich der Nachhaltigkeit. Darüber hinaus kommen auch andere Schutzziele, insbesondere Gefahrenabwehr oder Sanierung, in Betracht.

Die Verfahrensschritte *Sammlung und Strukturierung* vorhandener Zielaussagen sowie *Zielüberprüfung und Ergänzung* erfolgen in der gleichen Weise wie bei den Umwelthandlungszielen.

Mit Hilfe der *Situationsanalyse,* deren Ergebnisse auch bei der Formulierung der Umwelthandlungsziele zugrunde gelegt werden, muß die ausgewählte Belastungssituation so genau wie möglich erfaßt und beschrieben werden. Die Situationsanalyse stützt sich auf vorhandene Daten und Indikatoren. Neue Erkenntnisse oder die Aufnahme weiterer Schutzgüter können jedoch die Generierung neuer Daten und Indikatoren erforderlich machen (vgl. Tz. 244). Eine wichtige Rolle dabei spielt die Umsetzung einer ökologischen Umweltbeobachtung (vgl. Tz. 231 ff.), mit deren Hilfe auch schleichende Umweltveränderungen frühzeitig beobachtet werden können (vgl. SRU, 1996, Tz. 180 ff. und SRU, 1991). Diese Aufgabe ist gänzlich im naturwissenschaftlichen Bereich angesiedelt und sollte daher unter Federführung des Umweltbundesamtes von unabhängigen wissenschaftlichen Experten durchgeführt werden.

Zwar erfolgt die *Ermittlung technischer und verhaltensabhängiger Reduktionsmöglichkeiten* und die *ökonomische Bewertung* von Zielalternativen nicht auf dem Detaillierungsgrad, wie dies bei Umwelthandlungszielen der Fall ist, aber ganz ohne Blick auf die Handlungsmöglichkeiten zur Erfüllung der Umweltqualitätsziele und der damit verbundenen Kosten können Entscheidungen über Umweltqualitätsziele nicht gefällt werden.

Dem Umweltrat ist bewußt, daß in vielen Fällen die Ableitung von Umweltqualitätszielen, insbesondere

in Bereichen mit strukturellen Belastungen, eine schwierige Aufgabe ist.

Entscheidungsfindung, Umsetzung und Monitoring

247. Die Verfahrensschritte innerhalb der Phase der Entscheidungsfindung, die *Diskussionsphase* sowie die *Festlegung der Ziele und prioritären Themenfelder*, sind weitgehend identisch. Allerdings kommt der Abwägung der Umweltqualitätsziele verschiedener Problembereiche nicht die gleiche Bedeutung zu wie bei den Umwelthandlungzielen, da hier sich widersprechende oder gar sich gegenseitig ausschließende Zielfestlegungen weniger wahrscheinlich sind.

248. In der Phase *Umsetzung und Monitoring* wird festgelegt, ob das Umweltqualitätsziel in Abhängigkeit vom Sachverhalt sofort in einen Umweltstandard (Immissionsstandard) mündet oder direkt durch Vollzugsmaßnahmen umgesetzt wird oder ob das Umweltqualitätsziel weiter operationalisiert werden muß und somit als Referenzgröße in das Verfahrensschema für die Umwelthandlungsziele einfließt.

2 Zur Umweltsituation und Umweltpolitik

2.1 Umweltpolitische Entwicklungen

249. Der Umweltrat kommt in den nachfolgenden Kapiteln seinem Auftrag nach, die Umweltsituation und die Umweltbedingungen in Deutschland periodisch zu begutachten, indem er Entwicklungstendenzen für allgemeine und sektorübergreifende umweltpolitische Probleme sowie für ausgewählte Umweltpolitikbereiche darstellt. Im Gegensatz zu den Umweltgutachten 1994 und 1996 wird dabei keine vollständige Begutachtung vorgenommen, da dies dem Umweltrat im vorgegebenen Zweijahresrhythmus der Gutachten kaum sinnvoll erscheint. Nicht alle umweltpolitischen Maßnahmen können in solch kurzen Zeiträumen schon Folgen zeigen und somit auch beurteilt werden. Vielmehr werden diesmal, ausgehend von den letzten Gutachten, besondere Schwerpunkte gesetzt, aktuelle Themen der Umweltpolitik aufgegriffen, einige wichtige umweltpolitische Maßnahmen und Initiativen der Bundesregierung in der zweiten Hälfte der 13. Legislaturperiode dargestellt und kommentiert sowie Einschätzungen zum Stand der Umweltpolitik in Deutschland und Empfehlungen zu ihrer Fortentwicklung gegeben.

Besonderes Augenmerk richtet der Umweltrat des weiteren auf die europäische Umweltpolitik, vor allem auf das wechselseitige Verhältnis europäischer und nationaler Umweltpolitik.

250. Die allgemeine politische Entwicklung in der zweiten Hälfte der neunziger Jahre ist durch nationale, europäische und globale Herausforderungen geprägt, die einen erheblichen Druck auch auf die Umweltpolitik erzeugt haben, der im wesentlichen in Zukunft wohl bestehen bleiben wird. Im einzelnen zählen dazu die finanziellen Belastungen durch die Wiederherstellung der deutschen Einheit, die steigende Massenarbeitslosigkeit, die wachsende Gefährdung der sozialen Sicherungssysteme, die Vollendung des europäischen Binnenmarktes einschließlich der Schaffung einer europäischen Währungsunion und nicht zuletzt die Globalisierung der wirtschaftlichen Entwicklung mit Auswirkungen auf die Konkurrenzsituation zwischen Unternehmen und Produktionsstandorten.

In der Umweltpolitik spiegelt sich dabei eine Situation wider, die auch für die Beurteilung der gesamtpolitischen Entwicklung gilt: Es macht sich ein von allen Seiten beklagter Reformstau in der Politik bemerkbar. Das deutsche politische System mit seiner föderalen Struktur, seinem Gleichgewicht der politischen Kräfte und den gegenseitigen Kontrollmechanismen der Entscheidungsträger ist nicht besonders reformfreundlich und enthält zahlreiche Blockademöglichkeiten, die nur Veränderungen in kleinen Schritten erwarten lassen. Auch die Umweltpolitik ist davon betroffen, wie die Diskussion um eine ökologische Steuerreform gezeigt hat. Erschwerend für sie kommt hinzu, daß die ökonomischen und sozialen Probleme die öffentliche Unterstützung des Umweltschutzes deutlich vermindert haben. So befindet sich die Umweltpolitik in Meinungsumfragen seit geraumer Zeit in einem Stimmungstief. Nicht zuletzt tragen auch kontroverse Diskussionen vor dem Hintergrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse, die bisherige Befunde neu bewerten, zu einer Verunsicherung über den Stellenwert umweltpolitischer Maßnahmen bei.

Demgegenüber wird mit der Zielbestimmung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung eine langfristig anspruchsvolle Umweltpolitik gefordert. Der Erfolg der Umsetzung dieser Zielbestimmung hängt wesentlich davon ab, ob und wie es letztlich gelingt, wirtschaftliche Entwicklung vom Ressourcenverbrauch und den Beeinträchtigungen der Umweltmedien zu entkoppeln.

251. Die deutsche Umweltpolitik steht angesichts dieser Entwicklungen mehr denn je unter dem Druck, effizienter werden zu müssen. Das sollte als eine Chance für die Umweltpolitik begriffen werden. Damit ist aber auch die Gefahr verbunden, daß ökologische Aspekte den ökonomischen untergeordnet werden: Umweltpolitik ist zunehmend nur genehm, wenn sie nur geringe Kosten verursacht. Der Umweltrat hat immer wieder betont, daß das hergebrachte, weitgehend erstarrte Umweltpolitikkonzept der neuen Herausforderung, eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung einzuleiten und voranzutreiben, ohne grundlegende Reformen nicht mehr gerecht werden kann.

Die *Zielbestimmung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung* fordert die Berücksichtigung ökologischer, ökonomischer und sozialer Aspekte. Die Implikationen dieser Integrationsforderung sind aber noch keineswegs ausgelotet. Dabei kann es sich nicht um Gleichrangigkeit, sondern nur um Ausgewogenheit handeln: Ist beispielsweise ein Stoff mit erheblichen Gefahren für die natürliche Umwelt verbunden, darf nicht das Argument eines etwaigen Verlustes von Arbeitsplätzen das Verbot eines solchen Stoffes verhindern. Demgegenüber scheinen manche gegenwärtig im Grundsatz der Nachhaltigkeit unter dem Stichwort der „drei Säulen" (Tz. 81) zuallererst eine Chance für den Abbau des Umweltschutzes zur Stärkung des Wirtschaftsstandortes Deutschland zu sehen. Der legislative Aktionismus im Rahmen der Beschleunigungsdebatte, der Abbau beziehungsweise die Verwässerung der Beteiligungsrechte der Umweltverbände bei Anlagenzulassungen und der Versuch der Zurücknahme der Sozialpflichtigkeit des Eigentums in der Landwirtschaft belegen dies überdeutlich. Der Umweltrat hat bereits darauf hingewiesen, daß der Wirtschaftsstandort Deutschland vor allem an zu hohen Lohn- und Lohn-

nebenkosten, einer zu hohen Unternehmensbesteuerung, der mangelnden Flexibilität des Arbeitsmarktes und einer zu geringen Innovationsbereitschaft leidet. Das Konzept der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung sollte nicht dazu benutzt werden, einem substantiellen Abbau des gegenwärtigen Niveaus des Umweltschutzes das Wort zu reden; das Programm der Nachhaltigkeit besteht im Gegenteil darin, einen weitergehenden Einstieg in Umweltverträglichkeit von Wirtschaft und Gesellschaft anzustreben. Dies schließt nicht aus, sich ernsthaft darüber Gedanken zu machen, wie das Umweltrecht in vernünftiger Weise dereguliert werden könnte.

252. Auch nach acht Jahren *„Umweltunion"* kann eine abschließende Bilanz der Umweltsanierung in den neuen Ländern noch nicht gezogen werden. Die Verhältnisse in Ost- und Westdeutschland haben sich jedoch insbesondere im Immissionsschutz, im Gewässerschutz und in der Abfallwirtschaft mehr und mehr angeglichen, so daß eine gesonderte Behandlung der Umweltprobleme in den neuen Ländern nur noch in wenigen Bereichen, wie etwa der Sanierung von Schäden durch den Braunkohletagebau, erforderlich erscheint (BMI, 1997). Auch die mit Sonderaufgaben für die neuen Länder betrauten Verwaltungseinheiten werden wieder weitgehend in die bestehenden Strukturen integriert.

In einigen Bereichen hat sich die Umweltsituation in den neuen Ländern – nicht zuletzt durch die Stilllegung von Industriebetrieben und die Veränderung von Produktionsprozessen – deutlich verbessert. Dies gilt insbesondere für die Emissionsminderung von Luftschadstoffen und für die Verbesserung der Gewässergüte. Da jedoch der Umbau und die Nachrüstung bestehender Anlagen hin zu einer modernen Umweltschutzinfrastruktur weitgehend abgeschlossen sind, werden größere Umweltentlastungen hier wohl nicht mehr zu erwarten sein. Die Herstellung einheitlicher ökonomischer Lebensbedingungen in Ost- und Westdeutschland bedeutet für die neuen Länder allerdings gegenwärtig die Übertragung negativer Trends der alten Länder auf die Bedingungen in Ostdeutschland, etwa die Zunahme von Emissionen aus dem Verkehrssektor oder die fortschreitende Zerschneidung und Zersiedelung der Landschaft. Hier macht es sich bemerkbar, daß in den neuen Ländern trotz des industriellen Umbaus mit Hilfe moderner Umwelttechnik der Weg einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, wie er vom Umweltrat aufgezeigt worden ist, nicht konsequent beschritten wurde.

253. Für die Umweltpolitik sind neben nationalen auch europäische und internationale Entwicklungen richtungsweisend. Einflüsse gehen im besonderen Maße von Initiativen der *Europäischen Union* aus. Im Juni 1997 haben sich die Staats- und Regierungschefs der Europäischen Union auf einen neuen Vertrag für Europa, den Vertrag von Amsterdam, geeinigt. Welche Fortschritte der Amsterdamer Vertrag für die Umweltpolitik bedeutet und welche Defizite aus Sicht des Umweltrates noch bestehen, wird in Abschnitt 2.3.1 ausgeführt.

254. In besonderem Maße ist die Umweltpolitik durch die Diskussion um die zunehmende ökonomische *Internationalisierung* („Globalisierung") in die Defensive geraten. Mit Hinweis auf die weltweite Verflechtung der deutschen Wirtschaft wird immer wieder behauptet, daß Deutschland sich das hohe Umweltschutzniveau kaum mehr leisten könne und deshalb mit Augenmaß eine Senkung des erreichten Niveaus erfolgen müsse. Diese Behauptungen werden unbewiesen oder ohne sorgfältige Fundierung in den Raum gestellt, um umweltpolitische Anstrengungen im Keim zu ersticken. Die internationale Verflechtung dient vielfach nur als „wirtschaftliche Drohkulisse für umweltpolitisches Maßhalten im eigenen Land" (LOSKE, 1997). Der Umweltrat weist darauf hin, daß gerade kleinere Staaten mit hoher Abhängigkeit vom Weltmarkt eine internationale umweltpolitische Vorreiterrolle übernommen haben (Niederlande, skandinavische Länder, Schweiz) und dies jedenfalls nicht zum Schaden ihrer heimischen Wirtschaft. Insofern können Erfolge beim Export von Umwelttechnologie und umweltpolitischen Konzepten als deutlicher Hinweis für die Umweltschutzanstregungen eines Landes dienen. Deutschland hat jedoch seine führende Position im Export von Umweltschutztechnologie verloren. Die Gründe dafür liegen vor allem in der mangelnden Flexibilität mancher Unternehmen. Ein Beispiel dafür ist das Fehlen von Technologien, die an den Bedarf von Staaten mit einem niedrigen Umweltschutzniveau angepaßt sind, so daß deutsche Anlagen oftmals nicht vermarktet werden können. Auch ist die deutsche Umweltpolitik immer weniger in der Lage, mit ihren Ansätzen, etwa mit ihrer „Grenzwertphilosophie", auf europäischer Ebene durchzudringen (vgl. Abschn. 2.3.2).

Der Umweltrat ist davon überzeugt, daß die zunehmende Internationalisierung für die deutsche Umweltpolitik eine Chance ist, von umweltpolitischen Erfolgen anderer Länder zu lernen; gleichzeitig muß sie für eigene erfolgreiche umweltpolitische Strategien offensiver werben. Dem besonderen Problem der Notwendigkeit einer stärker umweltorientierten Welthandelsordnung hat der Umweltrat ein eigenes Kapitel gewidmet (vgl. Kap. 3.3).

255. Vor dem Hintergrund der oben beschriebenen Entwicklungen und gemessen am Regelungsbedarf fällt die umweltpolitische Bilanz der Bundesregierung in der Berichtsperiode eher bescheiden aus. Maßnahmen, die von der Bundesregierung in der ersten Hälfte der 13. Legislaturperiode ergriffen wurden, hat der Umweltrat in seinem letzten Gutachten beschrieben und bewertet (SRU, 1996a, Kap. 2). Er hat hierbei erste Schritte zur Verwirklichung des langfristig angelegten Konzepts einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung aufgezeigt. In diesem Zusammenhang hat der Umweltrat darauf hingewiesen, daß er grundsätzliche Leitlinien und Zielsetzungen vermißt, die eine Perspektive zur Überwindung einer vielfach noch defensiven und sektoral ausgerichteten Umweltpolitik eröffnen. Dies trifft sowohl für die Regierungserklärung und die Koalitionsvereinbarung als auch für beschlossene Maßnahmen zu. Der hierzu unbedingt erforderlichen Integration umweltpolitischer Belange in alle Politikbereiche wird noch immer nicht in gebotenem Maße Rechnung ge-

tragen. Allerdings ist die Initiative des Bundesumweltministeriums zur Formulierung von umweltpolitischen Zielen ein hilfreicher Ansatz in diese Richtung. In eine ähnliche Richtung weisen auch die Studie „Nachhaltiges Deutschland" des Umweltbundesamtes (UBA, 1997) sowie der Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" zu den Zielen und Rahmenbedingungen einer nachhaltigen zukunftsverträglichen Entwicklung (Enquete-Kommission, 1997; vgl. auch Abschn. 1.3.3). Der Umweltrat begrüßt zudem das internationale Engagement der Bundesregierung insbesondere im Rahmen der Klimarahmenkonvention, das trotz geringer Erfolge der Konferenz von Kyoto zu einer größeren internationalen Sichtbarkeit der deutschen Umweltpolitik geführt hat.

256. In der Berichtsperiode sind einige wichtige umweltpolitische Maßnahmen getroffen oder eingeleitet worden, die aber zum Teil kritisch zu bewerten sind. Seit dem 15. Oktober 1996 gilt das Gesetz zur Beschleunigung und Vereinfachung immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren. Der Umweltrat hat schon im Umweltgutachten 1996 zu den Beschleunigungsmaßnahmen kritisch Stellung bezogen (SRU, 1996a, Tz. 74 bis 103). Nach zum Teil langwierigen Verhandlungen ist die Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes wiederum gescheitert. Grundsätzlich positiv zu bewerten ist das am 1. Juli 1997 in Kraft getretene Kraftfahrzeugsteueränderungsgesetz. Damit wird einer bereits 1973 erhobenen und im Umweltgutachten 1996 erneuerten Forderung des Umweltrates nach einer umweltorientierten steuerlichen Behandlung von Kraftfahrzeugen entsprochen, obwohl die Regelung in den Details nicht immer befriedigen kann (SRU, 1996a, Tz. 1199 ff.).

257. Mit der Verabschiedung des Bundes-Bodenschutzgesetzes wird nun nach den Bereichen Luft und Wasser auch die Ressource Boden bundeseinheitlich geregelt. Der Umweltrat hat diese Notwendigkeit in seinen bisherigen Gutachten (vgl. SRU, 1996a, Tz. 273 ff.; 1995, Tz. 453 ff.; 1994, Tz. 467 ff.) immer wieder herausgestellt und einen langfristig angelegten flächenhaften Bodenschutz gefordert. Der Umweltrat ist davon überzeugt, daß das Bundes-Bodenschutzgesetz der Beeinträchtigung der Böden durch Altlasten und allgemein der Abwehr von Gefahren für den Boden durch Anlagen in genügendem Umfang Rechnung trägt. Inwieweit das neue Gesetz – trotz weiterer Konkretisierung der Vorsorgepflicht in § 7 – ausreichenden Schutz und Vorsorge gegen flächig wirkende, diffuse Stoffeinträge vor allem aus Landwirtschaft und Verkehr sowie gegen strukturelle Eingriffe wie etwa Bodenverbrauch durch Versiegelung bietet, wird nicht nur von den in der sogenannten Bodenschutz- und Altlastenverordnung vorgesehenen Prüf-, Maßnahmen- und Vorsorgewerten, sondern auch maßgeblich von den noch auszugestaltenden Landesgesetzen abhängen. Bodenschutz setzt im wesentlichen auf regionaler Ebene an und muß räumlich differenziert die jeweiligen Standortgegebenheiten berücksichtigen. Das Bundes-Bodenschutzgesetz bietet Ansätze, dieses mit einheitlichen Herangehensweisen flächendeckend umzusetzen. Wesentliche Grundlage eines flächendeckenden vorsorgenden Bodenschutzes ist zum Beispiel der Aufbau eines bundesweiten Bodeninformationssystems, um belastbare Zustandsdaten zu gewinnen und konkrete Handlungsvorschläge für die Erhaltung, Nutzung und gegebenenfalls Wiederherstellung von Böden machen zu können. Auch wiederholt der Umweltrat seine Anregung, regelmäßig einen Bodenzustandsbericht zu erstellen. Es wird zukünftig darum gehen, im Rahmen der Festlegungen in den untergesetzlichen Regelwerken bestehende Unzulänglichkeiten im Bundes-Bodenschutzgesetz sukzessive zu beseitigen sowie Nachbesserungen vor allem auch auf der Grundlage von Erfahrungen aus der Anwendung des Gesetzes einzubringen.

Während Bundestag und Bundesrat nun das Bundes-Bodenschutzgesetz verabschiedet haben, ist die Novelle zum Bundesnaturschutzgesetz erneut an den Vermittlungsausschuß verwiesen worden. Der Umweltrat bedauert es sehr, daß nicht einmal ein Minimalkonsens erzielt werden konnte, um drei Jahre nach Fristablauf zumindest die Umsetzung der EU-Richtlinie zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie wildlebender Tiere (Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie) sicherzustellen und drohende Strafgelder zu vermeiden. Es ist nicht hinnehmbar, daß die nur noch wenigen schutzwürdigen Biotope in Deutschland dem Streit um Ausgleichszahlungen für die Landwirte zum Opfer fallen. Der Umweltrat wiederholt zudem seine Forderung, auch die „ordnungsgemäße Landwirtschaft" konkret anhand der ökologischen Erfordernisse zu definieren. Der Umweltrat fordert die Bundesregierung erneut auf, dem Naturschutz größeres Gewicht zukommen zu lassen und die überfällige grundlegende Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes nicht an den gegenläufigen Interessen von Landwirtschaft, Verkehr und Industrie scheitern zu lassen.

258. Von erheblicher Bedeutung für den Umweltschutz, insbesondere den Naturschutz, ist die Novellierung des Baugesetzbuches und des Raumordnungsgesetzes durch das Bau- und Raumordnungsgesetz 1998 (BauROG). Die Novelle zum Baugesetzbuch unternimmt den Versuch, Landschaftsschutzpläne, die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung, die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Verträglichkeitsprüfung nach der FFH-Richtlinie in die Bauleitplanung zu integrieren. Außerdem wird die Eingriffsregelung in der Bauleitplanung räumlich und zeitlich von der Bindung an ein bestimmtes Plangebiet und die konkrete Planung befreit. Diese Regelungen entsprechen teilweise – aber auch nur teilweise – den Vorstellungen des Umweltrates (s. Tz. 395). Die Novelle zum Raumordnungsgesetz hält an dem überholten Leitbild gleichwertiger Lebensbedingungen fest (SRU, 1996b). Sie dient im wesentlichen der Verrechtlichung der bisherigen Planungspraxis. Von erheblicher umweltpolitischer Bedeutung sind allerdings die unmittelbare Bindung von Planfeststellungen sowie von Genehmigungen für Abfallentsorgungsanlagen nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz an die Ziele der Raumordnung und im letzten Fall die unmittelbare Verpflichtung, die sonstigen Erfordernisse der Raumordnung, das

heißt insbesondere die Grundsätze, im Genehmigungsverfahren zu berücksichtigen (§ 4 ROG). Damit wird ein Gutteil der Deregulierung des Zulassungsrechts für Abfallentsorgungsanlagen wieder rückgängig gemacht, indem in das immissionsschutzrechtliche Genehmigungsverfahren ein systemfremdes Abwägungselement eingeführt wird.

259. Die Entwicklung im Abfallrecht war durch das erfolgreiche Bemühen der Bundesregierung geprägt, die zum Vollzug des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes erforderlichen untergesetzlichen Regelwerke auf den Weg bringen. Außerdem hat die Bundesregierung den Versuch unternommen, die Verpackungsverordnung an die zwischenzeitlichen Erfahrungen anzupassen und umwelt- und wettbewerbspolitischen Bedenken durch Korrekturen der Verordnung zu begegnen; bislang ist es allerdings nicht gelungen, einen Konsens zwischen Bundesregierung und Bundesrat herzustellen. Schließlich ist im Bereich der Produktverantwortung die in der Koalitionsvereinbarung festgelegte Politik des Vorrangs für Selbstverpflichtungen weitergeführt und zum Teil durch flankierende Verordnungen abgesichert worden. Selbstverpflichtungen bestehen für Altautos, Altpapier, Batterien, Bauschutt und Elektronikschrott. Der Umweltrat sieht diese Maßnahmen nicht in allen Punkten als umweltpolitisch zufriedenstellend an (vgl. Tz. 525 ff.).

2.2 Übergreifende Fragen der Umweltpolitik

2.2.1 Zum Umweltgesetzbuch

260. Die Unabhängige Sachverständigenkommission für ein Umweltgesetzbuch hat im September 1997 den Entwurf eines Umweltgesetzbuches vorgelegt. Die Begründung ist erst 1998 veröffentlicht worden (BMU, 1998). Der Umweltrat hält es deshalb für verfrüht, umfassend zu den Vorschlägen Stellung zu nehmen. Er beschränkt sich vielmehr – abgesehen von Regelungen, die für einzelne im Gutachten behandelte Sachgebiete erheblich sind (Abschn. 2.2.2 zu Selbstverpflichtungen, Kap. 3.2 zur Gentechnik) – auf einige Vorschläge von zentraler Bedeutung. Der Entwurf der Kommission lehnt sich in vielen Punkten an den Professorenentwurf eines Umweltgesetzbuches Allgemeiner Teil (1991) und Besonderer Teil (1994) an, enthält aber auch eine Reihe wichtiger neuer Konzepte und Einzelregelungen. Der Umweltrat hat sich grundsätzlich für eine Kodifizierung des deutschen Umweltrechts ausgesprochen, dabei aber auch auf deren Risiken hingewiesen. Er hat zu bedenken gegeben, ob nicht die Schaffung eines allgemeinen Umweltgesetzes und eine moderate, auf bessere Abstimmung der selbständig bleibenden Materien des besonderen Umweltrechts bedachte Reform der richtigere Weg sei (SRU, 1994, Tz. 80). Die Bundesregierung nähert sich nunmehr diesem Verständnis an, indem sie nicht mehr die Einführung des Umweltgesetzbuchs als ganzes, sondern eine schrittweise Einführung anstrebt. Sie will zunächst als Erstes Buch eines Umweltgesetzbuches einheitliche Grundlagen für die Prüfung und Genehmigung großer Vorhaben schaffen und zu diesem Zweck die Vorschläge der Kommission über den Zweck des Gesetzbuches, Begriffsbestimmungen und Grundsätze, Vorhabengenehmigung, eingreifende Maßnahmen und Überwachung sowie Immissionsschutz – gegebenenfalls mit Modifikationen – einführen. Auf diesem Weg sollen die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (RL 96/61 EG – IVU-Richtlinie) und die Änderungsrichtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung (97/11/EG) in das deutsche Recht umgesetzt werden. Manche Länder neigen dagegen der Auffassung zu, die IVU-Richtlinie zunächst durch ein Artikelgesetz sektoral umzusetzen.

Der Umweltrat sieht den von der Bundesregierung beschrittenen Weg zwar als gangbar und umweltpolitisch möglicherweise vorteilhaft, aber auch als recht riskant an. Der Vorteil liegt darin, daß mit der Einführung eines Ersten Buches eines Umweltgesetzbuches ein politischer Präzedenzfall geschaffen würde, der dem Gesamtprojekt zugute käme. Die Entwicklungen bei der Schaffung des Sozialgesetzbuches belegen dies. Mit der Umsetzung der IVU-Richtlinie sind jedoch – jedenfalls bei einem extensiven Verständnis der Anforderungen dieser Richtlinie – erhebliche Systemänderungen im deutschen Anlagenzulassungsrecht verbunden. Sie sind nicht nur gesetzgeberisch schwierig zu bewältigen, sondern können auch zu erheblichen Interessenkonflikten in Wirtschaft und Verwaltung führen. Im Hinblick auf die schlechten Leistungen, die Deutschland in der Vergangenheit bei der Umsetzung von EG-Richtlinien im Bereich des Umweltschutzes gezeigt hat, wären Verzögerungen der Umsetzung der beiden Richtlinien, die durch den gewählten Weg der Verknüpfung mit dem Umweltgesetzbuch entstehen, schwer zu rechtfertigen (STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 981). Scheitert aber dieser Weg, wäre dies ein schwerer Rückschlag für das Kodifikationsprojekt im ganzen.

261. Der UGB-Entwurf trägt den Anforderungen der IVU-Richtlinie durch Einführung einer integrierten Vorhabengenehmigung Rechnung, deren Voraussetzungen – in Form von Grundpflichten – medienübergreifend definiert sind und in deren Rahmen zusätzlich eine Optimierung stattfinden soll (§§ 83, 84 i. V. m. §§ 2, 5 KommEntw.). Nach § 83 Abs. 2 des Entwurfes sind die Grundpflichten sowie die Anforderungen an die Zulässigkeit von Eingriffen in Natur und Landschaft so zu erfüllen, „daß unter Berücksichtigung aller Belastungspfade und der Wechselwirkungen zwischen den Umweltgütern die Maßnahmen getroffen werden, die die Umwelt in ihrer Gesamtheit möglichst wenig belasten"; diese Anforderungen können durch Rechtsverordnung konkretisiert werden. Das Konzept des Entwurfes bleibt allerdings insofern undeutlich, als die medienübergreifenden Grundpflichten auf Konkretisierung angelegt (§ 83 Abs. 3 KommEntw.) und in den Kapiteln des Besonderen Teils über Bodenschutz, Gewässerschutz und Immissionsschutz zum Teil medienspezifische Grundpflichten festgelegt sind (§§ 329,

362, 422 KommEntw.). Es hätte nahegelegen, diese Pflichten von vornherein in den Allgemeinen Teil zu übernehmen oder aber klarzustellen, daß sie zwar der Konkretisierung der allgemeinen Grundpflichten dienen, aber nicht eine Rückkehr zum medialen Ansatz des bisherigen Rechts bedeuten sollen.

262. Die Bewertung der Umsetzungskonzeption auf der Grundlage des UGB-Entwurfs wird durch Unklarheiten der IVU-Richtlinie selbst sowie durch Meinungsverschiedenheiten darüber, inwieweit das geltende Recht bereits den Anforderungen der Richtlinie genügt, erschwert. Der Richtlinie (Art. 2 Nr. 11, Art. 7, Art. 9 Abs. 1, 3, 4) läßt sich entnehmen, daß integrierter Umweltschutz eine inhaltlich koordinierte Entscheidung über die zulässigen Emissionen in die Gewässer, den Boden oder die Luft, die Vermeidung von Abfällen, die Störfallsicherheit und die Energieeinsparung sein soll, die einen hohen Schutz der Umwelt insgesamt – und nicht nur für ein einzelnes Umweltmedium – erreicht und nicht zu Belastungsverlagerungen von einem Umweltmedium auf ein anderes führt (DOLDE, 1996, S. 17). Dieser gesamthafte Ansatz gilt sowohl bei der Gefahrenabwehr als auch bei der Vorsorge. Jedoch enthält die Richtlinie keine Maßstäbe für die Bewertung; die Forderung nach einem hohen Schutzniveau insgesamt stellt keinen solchen Maßstab dar (DOLDE, 1996, S. 17; di FABIO, 1996a, S. 190; APPEL, 1995, S. 406). Auch gibt die Richtlinie nicht konkret vor, auf welchem Wege in der einzelnen Genehmigung oder durch generelle Umweltstandards der gesamthafte Ansatz verwirklicht werden soll. Hinsichtlich des deutschen Rechts, insbesondere des Bundes-Immissionsschutzgesetzes als des zentral betroffenen Anlagenzulassungsgesetzes, gehen die Meinungen darüber, inwieweit dieses Gesetz mit seinen Grundpflichten und Genehmigungsvoraussetzungen (§§ 5, 6 BImSchG) bereits den Anforderungen des integrativen Ansatzes entspricht, weit auseinander (vgl. SCHÄFER, 1997, S. 445 ff.; STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 974 ff.; DOLDE, 1996, S. 17 ff.; REBENTISCH, 1995, S. 949 ff.). Darin wiederholt sich die Debatte zur Umweltverträglichkeitsprüfung (vgl. SRU, 1987, Tz. 118 ff.). Gewisse Schutzlücken sind aber ohne Zweifel vorhanden, und das Genehmigungsverfahren ist gegenwärtig nicht nur immissionslastig, sondern auch, wie das System separater Grenzwerte für die einzelnen Umweltmedien zeigt, vorwiegend medial ausgerichtet. Auch die Pflicht, andere öffentlich-rechtliche Vorschriften zu beachten (§ 6 Nr. 2 BImSchG), und die – ohnehin thematisch beschränkte – Konzentrationswirkung der Genehmigung (§ 13 BImSchG) vermögen daran nichts zu ändern. Von daher erscheint die vom UGB-Entwurf vorgeschlagene Einführung einer integrierten Umweltgenehmigung, die für IVU-pflichtige Anlagen sämtliche bislang sektoralen Genehmigungen ersetzt, als ein sinnvoller Schritt (vgl. schon SRU, 1996a, Tz. 135).

263. Im Schrifttum werden gegenwärtig vor allem zwei Umsetzungsmodelle diskutiert: zum einen eine medienübergreifende Definition der zentralen Begriffe des Bundes-Immissionsschutzgesetzes – Emission, Immission, schädliche Umwelteinwirkungen und Stand der Technik – mit entsprechender Anreicherung der Grundpflichten (SCHÄFER, 1997, S. 447 f.; DOLDE, 1996, S. 21; DÜRKOP et al., 1995, S. 431), zum anderen eine Ausdehnung der medial definierten Grundpflichten verbunden mit einer Optimierungsklausel (STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 975; APPEL, 1995, S. 407 f.). Der UGB-Entwurf verbindet beides. Nach Auffassung des Umweltrates wird die Vorgehensweise des UGB-Entwurfes dem integrativen Anspruch der Richtlinie am ehesten gerecht. Eine bloße medienübergreifende Definition der Grundpflichten bedeutet deshalb keine ausreichende Umsetzung der Richtlinie, weil sie auch nicht ansatzweise eine Konfliktregel enthält. Dagegen stellt eine bloße Optimierungsklausel wohl eine zulässige Minimalumsetzung der Richtlinie dar, jedenfalls wenn sie sich nicht auf die Genehmigung beschränkt, sondern auch auf Entscheidungen über Umweltstandards erstreckt wird. Diese Lösung würde die Beibehaltung separater Genehmigungsverfahren mit bloßer Koordinierung ermöglichen, was die Richtlinie zuläßt (abw. STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 995), aber aus Sicht des Umweltrates umweltpolitisch unerwünscht ist. Optimierung trägt allerdings in die gebundene Genehmigungsentscheidung, an der auch der UGB-Entwurf festhält, zwangsläufig ein systemfremdes Abwägungselement hinein (vgl. aber schon § 4 Abs. 3 ROG 1998). Die Problematik der Maßstäbe für die Optimierung, die ohnehin nur in Grenzfällen zum Tragen kommen wird, läßt sich aber durch untergesetzliche Konkretisierung im Anschluß an die UVP-Verwaltungsvorschrift entschärfen. Überdies sollten Umweltstandards wenn möglich von vornherein unter Berücksichtigung der Auswirkung auf andere Medien formuliert werden (vgl. § 3 Abs. 2 AbwV). Der Gefahr einer Zementierung von Referenztechnologien sollte durch Offenheit für Revisionen entgegengetreten werden.

264. Für die künftige Entwicklung des deutschen Anlagenzulassungsrechts stellt sich nach Auffassung des Umweltrates vor dem Hintergrund der IVU-Richtlinie vor allem die Frage, ob ein Verständnis des Vorsorgeprinzips, das auf eine ständige Dynamisierung des Standes der Technik durch periodische Verschärfung der Umweltstandards hinausläuft, umweltpolitisch erforderlich und wirtschaftlich noch tragbar ist. Der UGB-Entwurf scheint diesen Weg weitergehen zu wollen, wie die dem bisherigen Recht entlehnte Definition des Standes der Technik und des Vorsorgeprinzips (§ 2 Nr. 9, § 5 Abs. 1 KommEntw.) zeigt. Die IVU-Richtlinie setzt nur Mindestanforderungen und ermöglicht es ohne weiteres, schärfere Anforderungen aufrechtzuerhalten oder einzuführen. Indessen ist die Strategie einer rein technikbezogenen Vorsorge im Bereich der Nachhaltigkeitspolitik, wo gegenwärtig die größten Vorsorgedefizite bestehen, nicht flächendeckend durchzuhalten, und sie ist im Hinblick auf die geänderten wirtschaftlichen Rahmenbedingungen auch in ihrem herkömmlichen Anwendungsbereich fragwürdig geworden. Der Umweltrat hat bereits früher darauf hingewiesen, daß für die Zukunft die technikbezogene Vorsorge eher „eingefroren" und die künftige Umweltpolitik stärker an vorsorge- und nachhaltigkeitsbezogenen Umweltqualitätszielen ausgerichtet werden sollte (SRU,

1994, Tz. 134, 137). Die Relativierung der „bestverfügbaren Technik" durch die örtlichen Verhältnisse, bei Aufrechterhaltung eines hohen Schutzniveaus, wie sie die Richtlinie vorsieht (Art. 9 Abs. 4), sollte daher nicht unbesehen aus einem traditionellen Verständnis von Vorsorge oder unter dem kurzfristigen Gesichtspunkt des Standortwettbewerbs zwischen den Mitgliedstaaten kritisiert (so STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 979 f.; DOLDE, 1996, S. 19 f.), sondern auch als Chance für eine vorsichtige Öffnung der erstarrten deutschen umweltpolitischen Konzepte verstanden werden.

Der Umweltrat weist aber ausdrücklich darauf hin, daß bei Stoffen, für die nach dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse ein Schwellenwert nicht angegeben werden kann, weiterhin eine Minimierung der Stoffeinträge anzustreben ist. Auch unabhängig hiervon entspricht es dem Postulat einer ausgewogenen Umweltpolitik, Emissionsstandards für umweltpolitisch bedeutsame Schadstoffe, die in der ersten Hälfte der achtziger Jahre festgesetzt worden sind, an neuere Regelwerke anzupassen. So sollten z. B. die Emissionsgrenzwerte der Verordnung über Abfallverbrennungsanlagen auch auf Kraftwerke, Zementfabriken und Stahlwerke erstreckt werden (s. näher Tz. 593).

265. Die Sachverständigenkommission schlägt auch Regelungen über den Erlaß von Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften sowie die Rezeption von nichthoheitlichen Regelwerken vor (§§ 11 bis 33 KommEntw.). Insbesondere enthält der Entwurf Regelungen über die Beteiligung der Öffentlichkeit und sachverständiger Gremien an der Rechts- und Regelsetzung sowie über die Transparenz der Entscheidungsfindung, die sich weitgehend an die Vorschläge des im Jahre 1991 vorgelegten Professorenentwurfs eines Umweltgesetzbuches (Allgemeiner Teil) anlehnen. Der Umweltrat begrüßt diese Vorschläge. Sie sind geeignet, Defizite des geltenden Rechts abzubauen, die im Hinblick auf das Rechtsstaats- und das Demokratieprinzip bedenklich sind (vgl. SRU, 1996a, Tz. 845 ff.), und sie vermögen die Verfahrensvorschläge aufzunehmen, die der Umweltrat selbst zur Verbesserung des Verfahrens zur Setzung von Umweltstandards gemacht hat (SRU, 1996a, Tz. 865 ff.). Bedenken hat der Umweltrat allerdings gegen das von der Sachverständigenkommission als Innovation gegenüber dem Professorenentwurf vorgeschlagene Modell einer zentralen Umweltkommission, die die Bundesregierung oder das zuständige Bundesministerium bei der Festsetzung von Grenz- und Richtwerten, von Anforderungen an Anlagen, Betriebsweisen und Produkten sowie bei der Umsetzung gemeinschaftsrechtlicher oder internationaler Vorschriften beraten soll (§ 17 KommEntw.). Im Vordergrund einer Verbesserung der Entscheidungsverfahren bei der Setzung von Umweltstandards sollte nicht die Schaffung neuer Institutionen, sondern die Vorgabe einer weitgehend einheitlichen Verfahrensweise stehen, die den Anforderungen an wissenschaftliche Begründung und ausgewogene Interessenberücksichtigung entspricht.

Die Einrichtung einer zentralen Umweltkommission mag der Fragmentierung und Sektoralisierung der Entscheidungsfindung und Herausbildung unterschiedlicher „Grenzwertkulturen", wie sie für das geltende Umweltrecht typisch sind, entgegenwirken. Der Umweltrat hat selbst eine solche Beratungskommission in Erwägung gezogen, sie aber nicht als Einrichtung auf Dauer, sondern lediglich als Motor der Vereinheitlichung und Konkretisierung der Verfahrensordnungen und damit als Einrichtung auf begrenzte Zeit und mit begrenztem Mandat verstanden (SRU, 1996a, Tz. 882). Die Daueraufgabe der Koordinierung bei der Setzung von Umweltstandards kann und sollte in erster Linie durch Ausgestaltung des Verfahrens geleistet werden. In das vom Umweltrat vorgeschlagene Verfahrensmodell könnten dementsprechend Verfahrensschritte eingebaut werden, die der Koordinierung mit parallel verlaufenden Prozessen der Standardsetzung und der Berücksichtigung anderer Standardkonzepte dienen. Die Umweltkommission wäre durch die Komplexität der bei der Standardsetzung auftretenden wissenschaftlichen Probleme und Auswirkungen auf gesellschaftliche Interessen überfordert. Sie würde sich daher entweder dauerhaft in die – vom Entwurf auch vorgesehenen – Unterkommissionen aufspalten oder zu einer Abart des von anderen vorgeschlagenen deutschen „Ökologischen Rats" entwickeln, zu dem der Umweltrat bereits kritisch Stellung genommen hat (SRU, 1996a, Tz. 882; SRU, 1994, Tz. 81 f.). Die Einsetzung besonderer Sachverständigenkommissionen, wie sie das geltende Recht bereits kennt, kann auch nach Auffassung des Umweltrates sinnvoll sein, jedoch sollte die Organisationsfreiheit der Bundesregierung insoweit nicht durch Vorgabe eines einheitlichen institutionellen Rahmens eingeschränkt werden.

2.2.2 Selbstverpflichtungen der Wirtschaft als Instrument der Umweltpolitik

2.2.2.1 Bestandsaufnahme

2.2.2.1.1 Ausmaß des Einsatzes von Selbstverpflichtungen

266. Seit etwa Mitte der siebziger Jahre werden in der deutschen Umweltpolitik Selbstverpflichtungen als – zumindest ergänzendes – Instrument eingesetzt. Seit Anfang der achtziger Jahre hat die deutsche Wirtschaft etwa 70 Selbstverpflichtungen (einschließlich einiger „formeller" Vereinbarungen) abgegeben. Hinzu kommen noch über 20 rein interne Selbstverpflichtungen, die nicht an die Bundesregierung gerichtet und von ihr auch nicht anerkannt worden sind. Würde man die einzelnen Branchenverpflichtungen, die im Rahmen der Selbstverpflichtung der deutschen Industrie zum Klimaschutz (1995, modifiziert und erweitert im Jahre 1996) jedoch separat zählen, so würde sich diese Zahl noch um 34 (15 + 19) weitere Selbstverpflichtungen erhöhen. Die Zahl der Selbstverpflichtungen ist damit (im europäischem Vergleich, wo nur die Niederlande auf eine höhere Zahl kommen) relativ hoch, wobei es in den letzten Jahren einen erheblichen Anstieg gegeben hat. Die Selbstverpflichtungen betreffen insbesondere die Einstellung der Herstellung bestimmter Produkte oder der Verwendung bestimmter Stoffe in

Produkten (Asbest, FCKW in einer Anzahl von Geräten und in Hartschäumen, wassergefährliche Stoffe in Thermo- und Durchschreibepapieren, Inhaltsstoffe von Wasch- und Reinigungsmitteln), die Erfassung und Bewertung von chemischen Zwischenprodukten, die Kennzeichnung und Anwender- und Behördeninformationen für Wasch- und Reinigungsmittel sowie bestimmte Textilbehandlungsmittel, den Entsorgungsbereich (Batterien, Verpackungen, FCKW in bestimmten Geräten, Papier, Altautos, elektronische Abfälle und Bauschutt), die Einleitung von Stoffen in Gewässer (Ammonium, EDTA, Zellstoffherstellung), CO_2-Emissionen (Reduzierung der CO_2-Emissionen und Erhöhung der Energieeffizienz in einer Reihe von Sektoren, Kraftstoffverbrauch von Kraftfahrzeugen), Methanemissionen (Begrenzung der Methanemissionen in der Aluminiumindustrie) sowie den Rohstoffverbrauch bei der Herstellung und beim Konsum (Papierherstellung, Waschmittel).

267. Überwiegend sind Selbstverpflichtungen auf nationaler Ebene abgegeben worden, jedoch gibt es auch eine Reihe von Verpflichtungen auf Landesebene. So hat zum Beispiel die bayerische Staatsregierung im Jahre 1995 eine Vereinbarung mit Verbänden der bayerischen Industrie, des Handels und des Handwerks abgeschlossen, die eine Reihe von allgemeinen Fragen, wie die Teilnahme der Unternehmen am Umwelt-Audit, die Reduzierung von Abfällen, die Energieeffizienz und die verstärkte Nutzung des Verkehrsträgers Schiene betreffen („Umweltpakt Bayern"). Einige andere regionale Vereinbarungen beziehen sich auf die Reduzierung von Emissionen und Abfällen (Schwefeldioxid, Gießereiabfälle, Sonderabfälle) sowie auf die Teilnahme am Umwelt-Audit-System.

268. Seit Anfang der neunziger Jahre haben Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft zur Umsetzung der Produktverantwortung der Hersteller und des Handels eine besondere Rolle erlangt (vgl. Abschn. 3.1.4.3.2). Die bedeutendste Selbstverpflichtung ist allerdings im Hinblick auf den bisher weitgehend unüblichen Regelungsgegenstand – Emissionsreduzierung –, die große Reichweite und ihre Verknüpfung mit einer zentralen Zielsetzung der modernen Umweltpolitik die Erklärung der deutschen Industrie zu der Reduzierung der CO_2-Emmissionen und der Steigerung der Energieeffizienz aus dem Jahre 1995, die im Jahre 1996 modifiziert und ausgeweitet wurde. Sie umfaßt nunmehr 19 verschiedene Branchen der deutschen Wirtschaft, auf die etwa siebzig Prozent des Energieverbrauchs der Industrie und beinahe die gesamte öffentliche Energieversorgung entfallen; im Hinblick auf die Teilnahme der Verbände der deutschen Gas- und Elektrizitätsversorgungsindustrie und der kommunalen Unternehmen betrifft sie mittelbar auch die meisten Haushalte und kleingewerblichen Verbraucher. Daneben gibt es eine ergänzende Selbstverpflichtung der deutschen Automobilindustrie für die Verminderung des spezifischen Kraftstoffverbrauchs von Personenkraftfahrzeugen (1990, modifiziert im Jahre 1994), eine Selbstverpflichtung über Energieeinsparung bei der Herstellung von Waschmitteln und eine Selbstverpflichtung über die Minderung der Methanemissionen in der Aluminiumindustrie.

2.2.2.1.2 Struktur von Selbstverpflichtungen

269. Die Struktur der Selbstverpflichtungen ist recht unterschiedlich. Zum Teil gibt es relativ einfache Formen von Selbstverpflichtungen, die beispielsweise in einem kurzen Text ein Versprechen der entsprechenden Branche enthalten, die Verwendung eines bestimmten Einsatzstoffes ganz oder teilweise, sofort, innerhalb einer bestimmten Zeit oder allmählich zu beenden. Zum Teil handelt es sich dabei um eine vorgezogene Einstellung der Verwendung eines Stoffes, der zu einem späteren Zeitpunkt durch Verordnung verboten wird; zum Teil betreffen diese Selbstverpflichtungen aber auch Stoffe, die überhaupt nicht durch Ordnungsrecht erfaßt sind. Andere Selbstverpflichtungen in diesem Bereich sind komplexer, insbesondere, wenn Substitutstoffe noch nicht für alle Verwendungszwecke vorhanden sind. In diesen Fällen wird die Selbstverpflichtung „weicher" formuliert, und es finden sich auch Verpflichtungen zur Durchführung von Forschungs- und Entwicklungsarbeiten zur Entwicklung von Substituten. Regelmäßig enthalten die Selbstverpflichtungen Berichtspflichten gegenüber dem zuständigen Umweltminister oder dem Umweltbundesamt.

270. Auch Selbstverpflichtungen im Bereich der Verwertung und Beseitigung von Produktabfällen können einfach strukturiert sein. Dies gilt zum Beispiel bei Selbstverpflichtungen für die Rücknahme und die Verwendung von FCKW in Kühlschränken und Klimaanlagen, die Rücknahme und Verwertung von Altbatterien (in der bisherigen Fassung von 1988), die Selbstverpflichtung über die Verwertung von Bauabfällen sowie die Verpflichtung der chemischen Industrie, exportierte Stoffe zurückzunehmen, wenn nach dem Export festgestellt ist, daß ihre Verwendung zu erheblichen Gesundheits- und Umweltgefahren führt. In vielen Fällen weisen Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft jedoch eine komplexe Struktur auf und sind zu einem erheblichen Teil organisatorischer Natur (Altautos, gebrauchtes Druckpapier, Elektronikabfall). Die Selbstverpflichtungen enthalten qualifizierte Zielbestimmungen über die Verwertung von Materialien, organisatorische Verpflichtungen (Errichtung eines Sammel- und Rücknahmesystems für die Abfälle), Vorschriften hinsichtlich der Behandlung der gesammelten Abfälle, Verpflichtungen zur Gestaltung und Zusammensetzung von Erzeugnissen (Verwendung von recyclingfähigen Materialien), Regelungen über Forschung und Vorschriften zur Kostenverteilung. Die Parteien dieser Selbstverpflichtungen sind regelmäßig mehrere Branchen, deren Aktivitäten durch die Selbstverpflichtung miteinander verknüpft werden. Die Selbstverpflichtungen enthalten detaillierte Berichts- und Monitoring-Erfordernisse, und sie sehen die Errichtung eines Überwachungs- oder Beratungsgremiums vor, in dem auch die Behörden und die Wissenschaft vertreten sind.

271. Bis 1995 haben Selbstverpflichtungen im Bereich Emission und Einleitung keine besondere Rolle gespielt. Die Struktur der wenigen bisherigen Selbstverpflichtungen (Ammonium, z. T. EDTA) war recht einfach. Die Erklärung der deutschen Industrie über den Schutz des Weltklimas verkörpert dagegen

einen unterschiedlichen Typ von Selbstverpflichtung. Die Erklärung ist durch zwei nationale Industrie- und Handelsverbände und vier bedeutende Branchenverbände abgegeben worden. Diese globale Selbstverpflichtung wird durch 19 Einzelverpflichtungen verschiedener Branchen konkretisiert, die das Reduktionspotential und die vorgesehenen Maßnahmen beschreiben. In der Fassung von 1996 enthält die Erklärung auch ein detailliertes und komplexes Monitoring-System (vgl. BMU, 1997, 102 f.).

2.2.2.1.3 Rechtsformen von Selbstverpflichtungen

272. Die übliche Rechtsform konzertierter Selbstregulierung im Bereich der Umweltpolitik ist in Deutschland die Selbstverpflichtung, nicht die „formelle" Vereinbarung. Abgesehen von rein internen Erklärungen werden Selbstverpflichtungen in der Form einseitiger Erklärungen oder Empfehlungen nationaler Branchenverbände, gegebenenfalls auch eines nationalen Industrieverbandes abgegeben; bisweilen verpflichten sich auch einzelne Unternehmen oder beteiligen sich an Selbstverpflichtungen. Das zuständige Ministerium ist nicht formell beteiligt. Die Selbstverpflichtungen sind jedoch in aller Regel das Ergebnis intensiver Diskussionen oder gar Verhandlungen mit den zuständigen Ministerien (Umweltministerium, in gewissem Umfang auch Wirtschaftsministerium, in der Vergangenheit auch Gesundheitsministerium) und bisweilen mit dem Umweltbundesamt. Die Verpflichtungserklärungen werden an das zuständige Ministerium gerichtet und von diesem regelmäßig informell „anerkannt", zum Beispiel durch eine Presseerklärung, eine Pressekonferenz oder im Wege der Korrespondenz. Schließlich üben die zuständigen Ministerien vielfach ein erhebliches Maß an Kontrolle über die Erreichung der Ziele aus, die durch die Selbstverpflichtung gesetzt werden. Deshalb enthalten beinahe alle Selbstverpflichtungen Berichtspflichten der Wirtschaft gegenüber dem Staat. Eine besonders intensive Beteiligung des Staates findet sich insbesondere bei der neuen Selbstverpflichtung über die Rücknahme und Verwertung von Altautos, wo die Bundesregierung die betreffende Selbstverpflichtung durch eine „schlanke" Verordnung ergänzt und damit erst funktionsfähig gemacht hat. Die Verordnung erlegt den Herstellern Rücknahmepflichten und den Besitzern Rückgabepflichten (Verwertungsnachweis) auf, aber überläßt die Sammlung und Verwertung im übrigen der Industrie. Entsprechendes ist für den Bereich der Elektronikabfälle beabsichtigt.

Die vertraglichen Vereinbarungen im Rahmen der Verpackungsverordnung sind ein integraler Teil einer komplexen ordnungsrechtlichen Struktur, die starke Elemente der Freiwilligkeit enthält. Ihre Einbettung in das Ordnungsrecht ist so stark, daß man sie wohl nicht mehr als Selbstverpflichtungen im eigentlichen Sinne ansehen kann. Gleichwohl stellen sich ähnliche Probleme wie bei den eigentlichen Selbstverpflichtungen.

Die Vertragsform als Rechtsform konzertierter Selbstregulierung wird in der Praxis relativ selten gewählt. Das wichtigste Beispiel einer formellen Vereinbarung ist der „Umweltpakt Bayern". Daneben gibt es einige andere Vereinbarungen zwischen regionalen Branchenverbänden oder Einzelunternehmen und den Umweltministerien der Länder. Nur in einem einzigen Fall sind auf Bundesebene die zuständigen Ministerien Partei einer formellen – allerdings als gemeinsame Erklärung formulierten – Vereinbarung geworden, nämlich bei der EDTA-Erklärung.

2.2.2.1.4 Gründe für den Einsatz von Selbstverpflichtungen

273. Die wachsende Bedeutung von Selbstverpflichtungen in der Umweltpolitik hat zwei miteinander zusammenhängende politische Gründe. Zum einen ist es erklärte Politik der Bundesregierung, Selbstverpflichtungen möglichst den Vorrang vor ordnungsrechtlichen Lösungen zu geben. Dieser Vorrang ist in der Koalitionsvereinbarung festgelegt. Sowohl das Bundesumweltministerium als auch das Bundeswirtschaftsministerium halten Selbstverpflichtungen für einen Bestandteil der Politik der Deregulierung und treten dafür ein, umweltpolitische Ziele möglichst mittels Selbstverpflichtungen durchzusetzen. Diese Position entspricht weitgehend den Forderungen der Wirtschaft, während sie von den Umweltverbänden entweder strikt abgelehnt oder doch mit erheblicher Skepsis bewertet wird. Insoweit sind sich die Umweltverbände mit jenen Wissenschaftlern und Politikern einig, die ordnungspolitische Bedenken gegen Selbstverpflichtungen erheben. Zum anderen sind Selbstverpflichtungen in der gegenwärtigen Stagnationsphase der Umweltpolitik ein Mittel, um durch Vereinbarung etwas zu erreichen, was man politisch nicht glaubt erreichen zu können. Dies betrifft sowohl die interne Koordinierung zwischen den Ressorts als auch die Abstimmung mit den Ländern und der Europäischen Union. Insbesondere kann man mit Selbstverpflichtungen die mit Umweltabgaben verbundenen wirtschafts- und finanzpolitischen Probleme vermeiden. Allerdings haben im Hinblick auf den breiten Einsatz von Selbstverpflichtungen in prioritären Handlungsfeldern der Umweltpolitik Fragen der Ordnungs- und Wettbewerbspolitik und des Wettbewerbsrechts in jüngerer Zeit an Bedeutung gewonnen, und Selbstverpflichtungen als Instrument der Umweltpolitik sind sehr viel kontroverser geworden. Kritiker wenden gegen Selbstverpflichtungen ein, daß der Staat auf die Setzung von umweltbezogenen Rahmenbedingungen für den Markt verzichte und vertraglichen Wettbewerbsbeschränkungen und der Unternehmenskonzentration Tür und Tor öffne. Obwohl das Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen Selbstverpflichtungen nicht generell verbietet, begrenzt es doch die Spielräume der Parteien hinsichtlich ihrer Ausgestaltung. Das Bundeskartellamt nimmt gegenüber bestimmten Typen von Selbstverpflichtungen, insbesondere Rücknahme- und Verwertungssystemen, eine äußerst kritische Einstellung ein. Auf der Ebene der Bundesregierung hat das Umweltministerium zeitweilig eine allgemeine Ausnahme für Umweltkartelle befürwortet. Das Wirtschaftsministerium ist dagegen gespalten. Auf der einen Seite bezeichnet es Selbstverpflichtungen als „marktwirtschaftliche" Instrumente der Umweltpolitik, die die Last der Regulierung erleichtern und dem

vorrangigen Interesse an Deregulierung entsprechen; auf der anderen Seite neigt es dazu, den Vorrang der Wettbewerbspolitik und des Wettbewerbsrechts über die Umweltpolitik zu verteidigen.

274. Um das Aufkommen von Selbstverpflichtungen zu erklären, kann jedoch auch auf Ergebnisse sozialwissenschaftlicher Forschungen zur Stellung des Staates in der Gesellschaft zurückgegriffen werden. Demnach sind die Beziehungen zwischen Staat und Gesellschaft schon lange nicht mehr ausschließlich durch hierarchische staatliche Kontrolle gekennzeichnet. Vielmehr ist durch politikwissenschaftliche Forschungen zunehmend deutlich geworden, daß die Koordination zwischen staatlichen und gesellschaftlichen Akteuren in einer Vielzahl von Formen geleistet wird. Wichtig sind in diesem Zusammenhang vor allem Verhandlungssysteme zwischen staatlichen und privaten Akteuren geworden. Die allgemein zunehmende Bedeutung solcher Verhandlungssysteme für die Koordination staatlichen Handelns hängt mit grundsätzlichen Entwicklungen im Verhältnis von Staat und Gesellschaft zusammen. Einerseits übernimmt die Politik in modernen Demokratien immer neue und immer komplexere Aufgaben. Andererseits ist die Fähigkeit des Staates, gesellschaftliche Prozesse zentral und hierarchisch zu steuern, weniger denn je gegeben. Sie nimmt durch strukturelle Entwicklungen in der modernen Gesellschaft ab. Der Staat sieht sich im Ergebnis also Aufgaben gegenüber, die mit traditionellen Koordinationsmechanismen nicht mehr zu bewältigen sind. Die in den letzten Jahrzehnten zunehmend institutionalisierten Verhandlungssysteme zwischen staatlichen und gesellschaftlichen Akteuren reagieren genau auf diese Probleme (SCHUPPERT, 1995; MAYNTZ, 1993; SCHARPF, 1993; BÖHRET, 1992).

In der Politikwissenschaft hat sich für diese Systeme der Begriff des korporatistischen Arrangements bzw. des Politiknetzwerkes durchgesetzt. Während korporatistische Systeme die beiden zentralen Konfliktparteien und den Staat umfassen, bestehen Netzwerke aus einer großen Zahl von Akteuren, die alle ein Interesse an einem Regelungsgegenstand haben. Netzwerkartige Strukturen ermöglichen es ganz allgemein, das Problemlösungspotential aller Akteure zu nutzen und im Rahmen relativ stabiler und institutionalisierter Kooperationssysteme zu gemeinsamen Lösungen der komplexen und längerfristigen Probleme der Gesellschaft zu gelangen. Dies schließt auch die Formulierung und Durchführung der Umweltpolitik mit ein. Trotz allem bleibt der Staat in solchen Verhandlungsnetzwerken ein privilegierter Akteur, der das öffentliche Interesse vertritt und als Moderator fungiert. Er kann dabei stets auf hoheitlichen Zwang zurückgreifen, wenn das Politiknetzwerk unzureichende Ergebnisse hervorbringt. Staatliche Akteure können damit nach wie vor die Resultate solcher Verhandlungen maßgeblich beeinflussen. Die Regelungen, die in diesen Verhandlungssystemen getroffen werden, können dabei verschiedene Formen annehmen. Freiwillige Selbstverpflichtungen als Ergebnis von intermediären Verhandlungen sind weder ein neues Phänomen, noch sind sie auf umweltpolitische Problemstellungen beschränkt. Dennoch hat diese Form der Koordination in Verhandlungssystemen in den letzten Jahren gerade in der Umweltpolitik große Bedeutung erlangt.

Neben den Problemen der Effektivität und Effizienz des Instruments ist aus Sicht des Umweltrates vor allem die Frage nach der Legitimität solcher Verhandlungen zu stellen. Dabei ist zunächst von großer Bedeutung, daß die Verhandlungen zwischen staatlichen und wirtschaftlichen Akteuren um den Abschluß von Selbstverpflichtungen verfahrensmäßig nicht abgesichert sind. Damit fehlt ihnen zunächst die Legitimität von in geordneten Gesetzgebungsverfahren beschlossenen Regelungen. Außerdem tendieren Selbstverpflichtungen, ähnlich wie klassische neokorporatistische Arrangements, zur Erzeugung von Kompromissen zu Lasten nichtbeteiligter Dritter. Es ist daher die Frage zu stellen, ob solche Arrangements zusätzlicher Partizipation etwa durch Umweltverbände oder ähnliche interessierte Akteure bedürfen.

2.2.2.2 Vor- und Nachteile von Selbstverpflichtungen

2.2.2.2.1 Bewertungsgrundlagen

275. Die Frage, wie Selbstverpflichtungen gegenüber administrativer Regulierung einerseits, ökonomischen Instrumenten andererseits, insbesondere bezüglich Umweltwirksamkeit, Effizienz, Innovationsoffenheit sowie Systemkonformität zu bewerten sind, wird heute zunehmend kontrovers diskutiert. Zu beachten ist, daß in der historischen Entwicklung das Instrument der Selbstverpflichtung ausschließlich als Alternative zum Ordnungsrecht angesehen und die Vor- und Nachteile dieses Instruments auch heute noch überwiegend unter dieser Perspektive diskutiert werden. Indessen tritt in jüngerer Zeit die Selbstverpflichtung auch in Konkurrenz zu ökonomischen Instrumenten, wie dies insbesondere in der Klimapolitik deutlich geworden ist. Der Umweltrat hat zu ihrer Bewertung in seinem Gutachten 1996 bereits knapp Stellung genommen und auf Schwächen der Selbstverpflichtung hingewiesen, aber auch gewisse Chancen gesehen. Im einzelnen hat er gefordert, daß die Umweltziele richtig gesetzt und ihre Erreichung gesichert werden müssen; das Instrument der Selbstverpflichtung sollte nicht auf breiter Front, sondern nur selektiv und befristet erprobt werden. Er hat angeregt, Prüfkriterien für die Funktionsfähigkeit von Selbstverpflichtungen zu erarbeiten (SRU, 1996a, Tz. 167 f.). Bei der Bewertung von Selbstverpflichtungen ist von ausschlaggebender Bedeutung, woran man ihre Akzeptabilität mißt (vgl. EUA, 1997a, S. 12, 52 ff.; BÖRKEY und GLACHANT, 1997, S. 35 ff.). In Betracht kommt insbesondere der Vergleich mit

- alternativen Instrumenten (Ordnungsrecht, ökonomische Instrumente),
- dem technischen Vermeidungspotential,
- der Entwicklung der Umweltbelastung aufgrund eines Trendszenarios („business as usual"-Szenario),
- der Umweltbelastung im Basisjahr (Vorher-Nachher-Vergleich).

Bei den beiden letztgenannten Vergleichsmaßstäben kann gegebenenfalls auch eine wachstumsbedingte Aufzehrung von Umweltverbesserungen in der Bewertung berücksichtigt werden.

276. In der neueren Diskussion zur Bewertungsproblematik sind vor allem zwei methodische Defizite erkennbar:

Einmal neigt man dazu, von einem bestimmten Realtypus der Selbstverpflichtung (z. B. Rücknahme- und Verwertungsverpflichtung oder Reduzierung von CO_2-Emissionen) auszugehen und die für diesen Typ entwickelten Befunde zu verallgemeinern. Damit wird man der Typenvielfalt von Selbstverpflichtungen nicht gerecht. Abgesehen von grundsätzlichen ordnungspolitischen Bedenken ist weder eine pauschale Verurteilung noch eine generelle Bejahung von Selbstverpflichtungen sachlich angebracht.

Zum anderen ist eine Neigung unverkennbar, festgestellte oder vermutete Mängel von praktizierten oder projektierten Selbstverpflichtungen in der realen Welt mit den Vorteilen idealer ordnungsrechtlicher Regulierung oder idealer ökonomischer Instrumente zu vergleichen (vgl. RENNINGS et al., 1996, S. 90 f., 181, 210, 219, 243). So wird zum Teil bemängelt, daß die CO_2-Erklärung der deutschen Wirtschaft nur eine spezifische Emissionsreduzierung um 20 % verspreche, während das Ziel der Bundesregierung bei 25 % (Basisjahr 1990) liege. Dabei wird die parallele Selbstverpflichtung der Automobilindustrie hinsichtlich des Kraftstoffverbrauchs der Kfz-Flotte nicht berücksichtigt; diese könnte allerdings nur dann zusätzliche CO_2-Reduzierungen erbringen, wenn entgegen plausiblen Projektionen die absoluten Fahrleistungen der gesamten Kfz-Flotte nicht mehr ansteigen (WALBECK und SONNENSCHEIN, 1997). Der Grundfehler einer derartigen Einschätzung liegt aber darin, daß man ohne weiteres davon ausgeht, die Erreichung des Reduzierungsziels der Bundesregierung in Höhe von 25 % sei politisch und administrativ auf dem Wege des Ordnungsrechts oder ökonomischer Instrumente zu erreichen. Es ist unverkennbar, daß gegenwärtig methodisch gesicherte oder auch nur halbwegs plausible Maßstäbe zur Beurteilung des voraussichtlichen Erfolgs alternativ möglicher, selbst bereits in Entwurfsform vorliegender ordnungsrechtlicher oder ökonomischer Regelungen im politischen Verhandlungsprozeß nicht zur Verfügung stehen. Letztlich bleibt eine Bewertung von Selbstverpflichtungen im Vergleich zu alternativen Regelungen spekulativ (BÖRKEY und GLACHANT, 1997, S. 37; EUA, 1997a, S. 12, 52). Bei dieser Sachlage kommt der ordnungspolitischen Grundeinstellung des jeweiligen Beurteilers eine besondere Bedeutung zu.

277. Auf methodische Schwierigkeiten oder jedenfalls Datenprobleme stoßen aber auch die meisten anderen denkbaren Vergleichsmaßstäbe, insbesondere der Vergleich mit dem technischen Vermeidungspotential, mit dem Trendszenario und selbst mit dem Basisjahr (EUA, 1997a, S. 12 ff., 52 ff., 83 ff.). Das technische Vermeidungspotential dürfte vielfach schwer feststellbar sein; vor allem besagt es in einer Marktwirtschaft mit offenen Außenhandelsgrenzen noch nichts darüber, inwieweit das technisch Machbare auch wirtschaftlich erreichbar ist. Dagegen ist der langfristige historische Trend der Verminderung von Emissionen und der Energieeinsparung an sich ein wichtiger Indikator für die Beurteilung der Umweltwirksamkeit von Selbstverpflichtungen. Dies gilt insbesondere für die Energieeinsparung, da diese als wichtiger Kostenfaktor auch im wirtschaftlichen Interesse der Unternehmen liegt. Jedoch besteht das methodische Problem, daß das Trendszenario Entwicklungen aus der Vergangenheit einfach in die Zukunft verlängert, ohne die Frage nach den Grenzen der technischen Machbarkeit und nach den Grenzkosten immer weiterer Einsparungen im Bereich der Emissionen und des Energieeinsatzes zu stellen (BÖRKEY und GLACHANT, 1997, S. 37; EUA, 1997a, S. 66). Bei produktbezogenen Selbstverpflichtungen dürfte es auch vielfach kaum möglich sein, ein Trendszenario festzustellen und fortzuschreiben. Der Vorher-Nachher-Vergleich stellt ein eher anspruchsloses Bewertungskriterium dar, das mit dem methodischen Problem belastet ist, daß eine kausale Zurechnung von Umweltverbesserungen zur Selbstverpflichtung – etwa im Vergleich zur Trendentwicklung – nicht immer möglich ist. Es fehlt überdies vielfach an aussagekräftigen Daten hinsichtlich der Referenzsituation. Der mögliche Verbrauch lediglich spezifischer, auf die Produktionseinheit bezogener Reduktionen von Emissionen oder Stoffeinsätzen durch Wirtschaftswachstum schließlich rechtfertigt nicht ohne weiteres eine negative Beurteilung von Selbstverpflichtungen im Vergleich zum Ordnungsrecht oder auch zu Abgaben, da entsprechende Wirkungen auch beim Einsatz dieser Instrumente eintreten können. Nur Zertifikate sind insoweit überlegen, führen aber wegen der rigorosen Bewirtschaftung der Belastungsmöglichkeiten zu anderen Problemen. Im übrigen gebietet es die staatliche Verantwortung, im Aushandlungsprozeß der Beurteilung der jeweiligen Selbstverpflichtung plausible Annahmen über die wirtschaftliche Entwicklung (gesamtwirtschaftliche Entwicklung, Entwicklung des Wirtschaftszweiges und der Verbrauchergewohnheiten, Strukturbedingungen, Referenzszenarien) zugrunde zu legen (SCHAFHAUSEN, 1997, S. 176 f.). Insgesamt ist vor dem Hintergrund dieser Untersuchungen festzustellen, daß Aussagen über den Erfolg oder Mißerfolg von Selbstverpflichtungen erhebliche methodische Unschärfen aufweisen.

2.2.2.2.2 Umweltwirksamkeit

Untersuchungen zu einzelnen Selbstverpflichtungen

278. Die Umweltwirksamkeit der in der Vergangenheit abgegebenen Selbstverpflichtungen wird vielfach, wenngleich mit unterschiedlichen Akzentuierungen, positiv eingeschätzt (vgl. TROGE, 1997; CLAUSEN et al., 1995, S. 16; LAUTENBACH et al., 1992). Allerdings fehlt es weitgehend an – methodisch abgesicherten – empirischen Untersuchungen. Als Gründe für das Scheitern von Selbstverpflichtungen werden insbesondere die mangelnde Akzeptanz neuer Produkte beim Verwender, technische Schwierigkeiten bei der Produktsubstitution und mangelnde Homogenität der Anbietergruppen genannt.

Eine positive Einschätzung gilt insbesondere für *produktbezogene Verpflichtungen* (Beendigung des Einsatzes von Asbest, APEO, FCKW sowie Kennzeichnung und Verbraucherinformationen bei Wasch- und Reinigungsmitteln). Es gibt allerdings wichtige Ausnahmen. Zum Beispiel hat die Selbstverpflichtung der Lackindustrie zur Einstellung der Verwendung von Schwermetallen und Lösemitteln in Lacken die gesetzten Ziele nur zur Hälfte erfüllt, da zwar Schwermetalle weitgehend eliminiert wurden, die industriellen und gewerblichen Verwender – im Gegensatz zu den privaten Verbrauchern – aber lösemittelfreie Lacke bisher vielfach nicht akzeptiert haben. Die EDTA-Erklärung hat noch nicht zu einer erheblichen Reduzierung der EDTA-Frachten geführt. Die direkte Einleitung aus der Produktion von EDTA und EDTA-haltigen Wasch- und Reinigungsmitteln konnte erheblich reduziert werden. Jedoch scheint insbesondere die Fotoindustrie weiterhin auf den Einsatz von Waschmitteln mit EDTA zu bestehen, und auch bei Hochdruck- und Dampfstrahlreinigungsverfahren werden EDTA-haltige Reinigungsmittel noch in erheblichem Umfang verwendet. Dies spiegelt sich in gegenüber dem Basisjahr fast unveränderten, erheblichen Produktionsmengen wider, die nach wie vor auf den Markt kommen, obwohl das Umweltbundesamt bei hohen Tonnagen und hohem EDTA-Anteil an der Produktion die Hersteller auf die EDTA-Vereinbarung hinweist. Mängel dieser Selbstverpflichtung liegen auch darin, daß sie eine immissionsbezogene Betrachtungsweise zugrundelegt, die eine Verifizierung erschwert, eine Deklarierung von EDTA nicht vorsieht und nicht alle Anwendergruppen erfaßt. Schließlich ist die teilweise erfolgte Substitution durch NTA problematisch, weil dieser Stoff im Gegensatz zu EDTA zwar abbaubar ist, dafür aber im Verdacht steht, Krebs zu erzeugen (vgl. TROGE, 1997, S. 141; SRU, 1996a, Tz. 301 ff., 342; BMU, 1994, S. 152; UBA, 1994, S. 135, 370 f.). Auch andere Substitute wie Quadrol, PDTA und DTPA sind nicht unbedenklich (TROGE, 1997, S. 141). Im übrigen dürfte der Erfolg mancher Selbstverpflichtungen, die einen vorzeitigen Ausstieg aus der Verwendung bestimmter Stoffe vorsehen, zum Teil auch darauf zurückzuführen sein, daß die beteiligte Branche überlange Anpassungsfristen erreichen konnte. Eine empirische Studie, die die Umweltwirksamkeit und die hierfür maßgeblichen Faktoren für einige Selbstverpflichtungen aus den achtziger Jahren (Asbest, FCKW in Aerosolverpackungen, Schwermetalle und Lösemittel in Lacken und APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln) aufgrund eines Vorher-Nachher-Vergleichs untersucht hat, kommt zu dem Ergebnis, daß mit der teilweisen Ausnahme der Selbstverpflichtung der Lackindustrie (beschränkt auf Lösemittel) alle anderen Selbstverpflichtungen sehr erfolgreich gewesen sind, wobei allerdings die identifizierten Gründe recht unterschiedlich waren (LAUTENBACH et al., 1992).

279. Die Umweltwirksamkeit der bisher praktizierten *abfallbezogenen Selbstverpflichtungen* wird dagegen allgemein weitaus negativer eingeschätzt. So hat sich die Selbstverpflichtung zur Stabilisierung von Mehrwegverpackungen für Getränke von 1977 und 1982 als ein Mißerfolg erwiesen, weil die evidenten Interessengegensätze zwischen den beteiligten Anbietergruppen nicht überbrückt werden konnten (SCHMITT-TEGGE, 1997; SPIES, 1994). Die Rücknahme von FCKW-haltigen Isolierschäumen aus Kühlanlagen (Selbstverpflichtung von 1990) hat nicht zu der anvisierten Verwertung geführt, weil ein entsprechendes Verfahren nicht entwickelt werden konnte. Die Rücknahmeverpflichtung für Altbatterien (1988) hat hinsichtlich der Eliminierung von Schwermetallen die gesetzlichen Ziele erfüllt, jedoch ist die Rücklaufquote wegen mangelnder Akzeptanz der Verbraucher und des sinkenden wirtschaftlichen Interesses der Verwertungsunternehmen, das vor allem auf die Rückgewinnung der Schwermetalle gerichtet ist, nicht erfüllt worden und liegt gegenwärtig nur bei rund 30 % (vgl. Tz. 541). Dagegen ist die Verwertungsverpflichtung der deutschen Papierindustrie bezüglich bedruckten Altpapiers von 1994 (AGRAPA) in kurzer Zeit übererfüllt worden (vgl. Tz. 547 ff.).

Mit Selbstverpflichtungen zur Reduzierung von Emissionen und Einleitungen in Gewässer bestehen bisher nur wenige Erfahrungen (Ammonium, zum Teil EDTA sowie einige Ländervereinbarungen). Die Erfolge dieser Selbstverpflichtungen, die sehr spezielle Probleme betrafen, lassen sich nicht verallgemeinern.

Allgemeine Bewertungskriterien

280. Für die Umweltwirksamkeit von Selbstverpflichtungen ist sowohl der Prozeß der Zielfindung und das Ergebnis dieses Prozesses als auch der Zielerreichung von Bedeutung. Im Schrifttum werden Selbstverpflichtungen idealtypisch danach unterschieden, ob das zu erreichende Ziel bereits feststeht, oder ob über das Ziel noch verhandelt werden muß, wie das insbesondere bei produktbezogenen Selbstverpflichtungen der Fall sei (EUA, 1997a, S. 14, 86; GLACHANT, 1994a und b). Im ersten Fall hätten Staat und Wirtschaftsverband das gleiche Interesse an einer Minimierung der Kosten insgesamt für die Zielerreichung, jedoch seien zwischen den Mitgliedsfirmen Verhandlungen über die Verteilung der Lasten erforderlich. Stehe dagegen das Ziel nicht fest, müßten zwischen Staat und Verband Verhandlungen über die Strenge des Ziels stattfinden; diese Verhandlungen seien konfliktreicher, ihr Erfolg setzte eine glaubwürdige Drohung des Staates mit eigener Zielfestlegung voraus. Dieses idealtypische Modell läßt jedoch außer acht, daß in jedem Fall ein gewisser Spielraum hinsichtlich der Zielfestlegung besteht, da die einer Selbstverpflichtung zugrunde gelegten Umweltziele kaum jemals rechtlich bindend fixiert sind. Insofern ist eine glaubwürdige Erwartung einer staatlichen Regelung durch Ordnungsrecht oder ökonomische Instrumente eine Grundvoraussetzung für das Zustandekommen von Selbstverpflichtungen mit anspruchsvollen Umweltzielen – jedenfalls wenn sie per saldo mit erheblichen Kostenbelastungen und sonstigen Nachteilen verbunden sind (anderenfalls kann es auch zu autonomen Selbstverpflichtungen kommen). Auch wenn man argumentieren kann, daß der Staat, soweit er von vornherein den Weg der Selbstverpflichtung

anvisiert, seine Verhandlungsposition schwächt (RENNINGS et al., 1996, S. 153), hat der Staat das Ordnungsrecht und ggf. auch ökonomische Instrumente stets in der Hinterhand. Die Glaubwürdigkeit der Drohung mit staatlicher Regelung dürfte – unabhängig von einer Vorfestlegung auf Selbstverpflichtungen – in erster Linie vom umweltpolitischen Klima und den dadurch begründeten Chancen auf eventuelle Durchsetzung der Zielvorstellungen im politischen Prozeß abhängen.

Umgekehrt trifft auch die von den meisten Akteuren vertretene Auffassung, die Zielfestlegung sei Sache des Staates (COWI, 1997, S. 34 ff.), kaum zu. Richtigerweise muß nur die rechtliche Letztverantwortlichkeit für die Zielfestlegung aufgrund von Verhandlungen beim Staat liegen; sie manifestiert sich spätestens bei der Entgegennahme der Selbstverpflichtung und ist besonders deutlich, wenn die Bundesregierung eine Selbstverpflichtung durch eine Verordnung flankiert, wie das bei den neueren abfallwirtschaftlichen Selbstverpflichtungen der Fall ist. Insofern ist die ordnungspolitisch motivierte Kritik am Instrument der Selbstverpflichtung, der Staat entziehe sich seiner Politikverantwortung (RENNINGS et al., 1996, S. 96, 166, 189, 216), nicht stichhaltig. Was bleibt, ist die von Behördenvertretern gemachte Einschränkung, Selbstverpflichtungen könnten wegen ihres Tauschcharakters zu einer Verwässerung oder Verschiebung der Erreichung staatlicher Umweltziele führen, die aus der Sicht einer angemessenen Umweltpolitik in bestimmter Weise gesetzt oder durchgesetzt werden sollen. Kritiker (HOLZHEY und TEGNER, 1996; DIW, 1995) bringen als scheinbar überzeugungskräftiges Beispiel, daß sich die deutsche Wirtschaft nur zu einer Reduzierung der spezifischen CO_2-Emissionen um 20 % verpflichtet habe, während das Ziel der Bundesregierung bei 25 % liege. Die allgemeine Gültigkeit dieses Arguments ist schwer zu beurteilen, da in der bisherigen Umweltpolitik quantifizierte Ziele kaum je festgesetzt wurden und schon aus diesem Grund sowie insbesondere wegen der bereits genannten methodischen Schwierigkeiten, den Ausgang der Verhandlungen über alternative Instrumente im politischen Prozeß vorherzusagen, nicht feststellbar ist, welches Ergebnis beim Versuch einer ordnungsrechtlichen Regulierung oder des Einsatzes ökonomischer Instrumente erzielt worden wäre (EUA, 1997a, S. 41 f.; BÖRKEY und GLACHANT, 1997, S. 37). Eine rechtlich bindende Zielfestlegung existiert nur bei Stoffverboten, die im Wege der Selbstverpflichtung vorzeitig erfüllt werden. Hier besitzt die Selbstverpflichtung anscheinend einen eindeutigen Vorteil gegenüber der administrativen Regelung, jedoch bleibt zweifelhaft, ob es nicht möglich gewesen wäre, knappere Übergangsfristen zu setzen. Auf jeden Fall erscheint es nicht sinnvoll, Selbstverpflichtungen wegen mangelnder Zielkonformität zu kritisieren, weil sie nur Ziele anstreben, die denen eines vorliegenden Verordnungsentwurfs entsprechen, der seinerseits wegen zu weitgehender Ziele politisch stark umstritten ist (so aber RENNINGS et al., 1996, S. 224 f., 249 zur Altautoerklärung). Auch die Befürchtung, Selbstverpflichtungen orientierten sich regelmäßig am schwächsten Glied (Monopolkommission, 1996, Tz. 96), erscheint jedenfalls nicht verallgemeinerungsfähig. Sie ist beispielsweise nicht stichhaltig, wenn, wie bei der Klimaschutzerklärung der deutschen Industrie, das Gesamtziel die Summe der von den beteiligten Branchen und Unternehmen übernommenen Reduzierungsleistungen ist.

281. Die Umweltadministration sieht die Vorteile von Selbstverpflichtungen insbesondere darin, daß die staatlichen Umweltziele schneller politisch durchgesetzt werden können und durch das Moment der Freiwilligkeit auf lange Sicht bessere Ergebnisse erzielt werden als durch eine ordnungsrechtliche Regelung. Gegen das Argument der schnellen Zielerreichung spricht die lange Verhandlungsdauer bei komplexen Selbstverpflichtungen. Der Erwartung besserer Ergebnisse steht das Argument gegenüber, die Wirtschaft verspreche im Wege der Selbstverpflichtung regelmäßig nicht mehr als dies der langfristigen wirtschaftlichen und technologischen Entwicklung – unabhängig von staatlicher Intervention – entspreche. Als schlagendes Beispiel wird die CO_2-Selbstverpflichtung der deutschen Wirtschaft angeführt. Die von der deutschen Wirtschaft zugesagte Erhöhung der spezifischen Energieeffizienz bzw. Reduzierung der CO_2-Emissionen liegt im langfristigen Trend der vergangenen Jahrzehnte (EUA, 1997a, S. 66; HOLZHEY und TEGNER, 1996; JOCHEM und EICHHAMMER, 1996; RENNINGS et al., 1996, S. 213 f.; CLAUSEN et al., 1995, S. 19 ff.). Branchen mit einer in der Vergangenheit überdurchschnittlichen Bilanz an Emissionsminderungen und Energieeinsparungen wie etwa die chemische Industrie haben auch höhere Verpflichtungen übernommen. Eine entsprechende Rechnung läßt sich für die Selbstverpflichtung der Automobilindustrie zur Reduzierung der CO_2-Emissionen durch den Kfz-Verkehr um 25 % bis zum Jahre 2005 aufmachen (TROGE, 1997, S. 138 f.; CLAUSEN et al., 1995, S. 22). In anderen Bereichen hat es in der Vergangenheit allerdings Selbstverpflichtungen gegeben, die mit erheblichen gezielten technologischen Forschungs-/Entwicklungsarbeiten und entsprechenden Innovationen verbunden waren (z. B. Asbest, FCKW, APEO, EDTA), so daß diese Aussage – auch abgesehen von methodischen Problemen der Trendverlängerung in die Zukunft – als allgemeines Argument kaum Geltung beanspruchen kann. Für das Argument bloßer Scheinaktivitäten anstelle „besonderer Anstrengungen" können auch Selbstverpflichtungen aufgeführt werden, die eine Reduzierung von Emissionen oder der Verwendung von Schadstoffen in Produkten vorsehen, aber eine genaue Festlegung der Basisgrößen vermeiden. Unter diesem Gesichtspunkt weisen die Klimaschutzerklärung, die Selbstverpflichtung der Automobilindustrie bezüglich der Kfz-Emissionen, zum Teil auch die Selbstverpflichtungen im Abfallbereich und die EDTA-Erklärung erhebliche Schwächen auf. Bei der Klimaschutzerklärung kommt hinzu, daß wegen der Wahl des Basisjahres 1990 bereits bei Eingehen der Verpflichtung die erheblichen, überwiegend durch die deutsche Wiedervereinigung bedingten Emissionsreduzierungen und Energieeinsparungen aus der Vergangenheit gutgeschrieben worden sind. Das Monitoring im Rahmen der Klimaschutzerklärung belegt, daß die

CO_2-Emissionsminderungen der beteiligten Industrieverbände von 1990 bis 1995 bei 18 % lagen, während im ersten Jahr der Selbstverpflichtung nur Werte von 3 % erzielt wurden (RWI, 1997, S. 56 f.). Immerhin entspricht die Wahl des Basisjahres 1990 der offiziellen Zielsetzung der deutschen Umweltpolitik.

282. Andererseits kommt eine Studie über die CO_2-Senkungspotentiale alternativer Instrumente zu dem Ergebnis, daß bis zum Jahre 2005 die Klimaschutzerklärung im Verarbeitenden Gewerbe zu einer Reduzierung um 16,3 Mio. Tonnen und die Wärmenutzungsverordnung zu einer Reduzierung von 13 Mio. Tonnen führen wird, während die CO_2-Abgabe mit dem gegenwärtig anvisierten Abgabensatz in diesem Zeitraum nur eine Reduzierung von 3 Mio. Tonnen erbringen würde (HILLEBRAND et al., 1997, S. 70 ff.). Die Kostenvorteile der Selbstverpflichtung im Verarbeitenden Gewerbe sind erheblich (10 DM im Vergleich zu 14 bis 16 DM pro Gigajoule; HILLEBRAND et al., 1997, S. 74). Bei der Elektrizitätserzeugung kommt die Studie auf eine zu erwartende Reduzierung der CO_2-Emissionen von 11 Mio. Tonnen aufgrund der Selbstverpflichtung und nur von 1,8 Mio. Tonnen bei der Einführung einer CO_2-Steuer (HILLEBRAND et al., 1997, S. 62 ff.). Die Grundlagen dieser Untersuchung hinsichtlich Methodik, zugrunde gelegter Szenarios und Maßnahmen werden aber angezweifelt (FISCHEDICK et al., 1997). Dies zeigt einmal mehr, daß die gegenwärtige Methodenentwicklung noch keineswegs ausreicht, um gesicherte Aussagen über die Umweltwirksamkeit von Selbstverpflichtungen zu machen. Obwohl für die meisten Branchen bereits jetzt die Aussage gemacht werden kann, daß die Klimaschutzerklärung eingehalten werden wird (RWI, 1997), ist diese – wegen ihrer Breitenwirkung in besonderem Maße umweltpolitisch relevante – Selbstverpflichtung noch zu jungen Datums, als daß ihre Umweltwirksamkeit abschließend bewertet werden könnte.

283. Hinsichtlich der Zielerreichung bestehen ebenfalls Zurechnungsprobleme, da die erreichte Umweltverbesserung auch durch nicht von der Selbstverpflichtung induzierte wirtschaftliche Entwicklungen, zum Beispiel Produktionseinbußen, oder als Folge zusätzlich eingesetzter Anreize verursacht worden sein kann. Unabhängig hiervon sind die vielfach anzutreffende mangelnde Reichweite und die Rechtsform bloßer Selbstverpflichtungen ohne rechtliche Bindungswirkung von Nachteil. Selbstverpflichtungen umfassen nicht immer alle Wettbewerber, so daß das Problem besteht, daß Außenseiter die Vereinbarung unterlaufen können. Dies gilt insbesondere für ausländische Anbieter. Im Produktbereich ist dies allerdings solange kein Wettbewerbsnachteil, wie die an der Selbstverpflichtung beteiligten Firmen den Markt beherrschen oder sie die Umweltfreundlichkeit der Substitute zu Werbezwecken einsetzen können. Bei Selbstverpflichtungen zur Rücknahme und Verwertung von Produktabfällen, die zur Errichtung komplexer Organisationen führen, ist dagegen die Beteiligung ausländischer Anbieter vielfach notwendig, um überhaupt eine Vereinbarung zustande zu bringen (z. B. Altautos, Elektronikschrott). Außerdem kann es für die Erreichung der Ziele der Selbstverpflichtung von Bedeutung sein, auch nachgelagerte Wirtschaftsstufen einzubeziehen, um den Erfolg der von den Initiatoren der Selbstverpflichtung angestrebten Produktsubstitution sicherzustellen. Beispiele aus der bisherigen Praxis zeigen, daß Selbstverpflichtungen insoweit zu kurz greifen können (z. B. EDTA-Erklärung hinsichtlich der Fotoindustrie und des Fachverbandes Hygiene und Oberflächenbehandlung).

284. Ein weiterer, freilich unterschiedlich bewerteter Mangel liegt in der „Weichheit" von Selbstverpflichtungen. Mangels rechtlicher Verbindlichkeit und Verfügbarkeit von Sanktionen für Staat und beteiligten Industrieverband kann Trittbrettfahrerverhalten seitens der Mitgliedsfirmen rechtlich nicht verhindert werden. Eine faktische Bindungswirkung ergibt sich jedoch – jedenfalls bei begrenztem Mitgliederkreis und starker Stellung des betreffenden Wirtschaftsverbandes – aus der Zustimmung der Mitgliedsfirmen zum Ergebnis der Verhandlungen, dem Eigeninteresse der betroffenen Unternehmen am Erfolg der Selbstverpflichtung sowie aus einem gewissen sozialen Druck, den der Verband auf die Mitgliedsfirmen ausüben kann (Gruppenmoral; vgl. VOELZKOW, 1985). Die Erfahrungen mit bisher praktizierten Selbstverpflichtungen bestätigen nicht das Argument, daß Trittbrettfahrerverhalten notwendig eine Gefahr für das Instrument der Selbstverpflichtung darstellt (a. M. RENNINGS et al., 1996, S. 100, 218). Soweit in der Vergangenheit Selbstverpflichtungen gescheitert oder nur unzulänglich erfüllt worden sind, lag dies vielfach an anderen Umständen (z. B. fehlende Einbeziehung aller Verwendergruppen, mangelnde Akzeptanz neuer Produkte durch die Abnehmer oder völlige Veränderung der Kalkulationsgrundlagen für alle beteiligten Unternehmen). Lediglich die Selbstverpflichtung über Getränkeverpackungen (1977/1982) ist ein eindeutiger Beleg für das Scheitern einer Selbstverpflichtung aufgrund Trittbrettfahrerverhaltens. In diesem Bereich liegen freilich sehr ungünstige Voraussetzungen für den Erfolg einer Selbstverpflichtung vor (IFO, 1997, S. 163).

285. Hinsichtlich emissionsbezogener Selbstverpflichtungen von der Art der Klimaschutzerklärung der deutschen Wirtschaft liegen keine verallgemeinerungsfähigen Erfahrungen vor, so daß schon aus diesem Grunde eine gewisse Skepsis angebracht ist. Im übrigen müßte verbreitetes Trittbrettfahrerverhalten zu einem Scheitern der Selbstverpflichtung und damit letztlich doch zu einer ordnungsrechtlichen Lösung führen, die die Beteiligten gerade vermeiden wollen. Die Möglichkeit, in dieser Weise auf ein Scheitern der Selbstverpflichtung zu reagieren, bleibt stets offen und wird durch die in allen neueren Selbstverpflichtungen eingebauten Berichts-, Monitoring- und Verifizierungsmechanismen tendenziell verbessert. Wenngleich die Wirtschaft hierin eher ein Mittel der Akzeptanzbeschaffung als einen Ausgleich für fehlende rechtliche Verbindlichkeit sieht, so kann eine Verfeinerung dieses Instrumentariums und die zusätzliche Vereinbarung von (indikativen) Zwischenzielen doch dazu beitragen, daß sich der

Staat eine glaubwürdige Option für eine Intervention mittels Ordnungsrechts oder ökonomischer Instrumente offenhält. Diese Option würde noch verstärkt, wenn bereits im Vorhinein eine Auffangregelung für den Fall unzureichender Zielerreichung getroffen werden könnte; jedoch dürfte dies politisch schwierig sein. Schließlich ist darauf hinzuweisen, daß bei produktbezogenen Selbstverpflichtungen wegen der Transparenz des Marktes und leichter Kontrollmöglichkeiten Trittbrettfahrerverhalten vielfach praktisch unmöglich ist.

286. Insgesamt läßt sich daher eine allgemeine Aussage dahin, daß Selbstverpflichtungen in ihrer Umweltwirksamkeit ordnungsrechtlichen Lösungen stets eindeutig unterlegen sind, kaum treffen. Entsprechendes gilt wegen der Schwierigkeit der Festsetzung „richtiger" Abgabensätze auch im Verhältnis zu Abgabenlösungen. Dagegen ist die Zielerreichung bei Zertifikaten – abgesehen von illegalem, durch Straf- und Ordnungsrecht zu ahndendem Verhalten – durch die Struktur des Instruments sichergestellt.

Unter dem Gesichtspunkt der Umweltwirksamkeit wird die Klimaschutzerklärung der deutschen Wirtschaft bisweilen als ein entscheidender Testfall gesehen, der einerseits die Chance auf den Einstieg in eine andere, d. h. auf Selbstverantwortung aufbauende Vorsorgepolitik biete, andererseits auch das Risiko in sich berge, daß bei ihrem Scheitern das Instrument der Selbstverpflichtung politisch diskreditiert sei (SCHAFHAUSEN, 1997, S. 196 f.). Dies stellt insofern eine unzulässige Verallgemeinerung dar, als ein Mißerfolg dieser Selbstverpflichtung allenfalls die Untauglichkeit emissionsbezogener Selbstverpflichtungen belegen könnte, der Einsatz im Produktbereich und in der Abfallwirtschaft jedoch damit nicht präjudiziert ist.

2.2.2.2.3 Effizienz

287. Ein häufiges, aber umstrittenes Argument zugunsten von Selbstverpflichtungen ist die Annahme, daß diese zu einer Verbesserung der allokativen Effizienz führen. Empirische Daten, die eine Effizienzanalyse gestatten, stehen regelmäßig nicht zur Verfügung (EUA, 1997a, S. 42, 72, 91). Allerdings gibt es für die Effizienz alternativer Instrumente, insbesondere von Umweltabgaben, ebenfalls keine empirischen Belege (EUA, 1996, S. 29). Effizienzvorteile liegen theoretisch vor allem in der Möglichkeit einer Differenzierung des Umfangs und der Zeit der Durchführung von Beschränkungen nach der unterschiedlichen Grenzkostenstruktur von Branchen und Unternehmen und nach Investitionszyklen sowie in der Möglichkeit von Optimierungslösungen für das ganze Unternehmen (WICKE und KNEBEL, 1997, S. 16 f.; vgl. COWI, 1997, S. 34 ff.; IEA, 1997, S. 40 f.). Ordnungsrechtliche Regelungen sind notwendigerweise abstrakt-generell und können nicht ohne weiteres die Besonderheiten einzelner Branchen und individueller Unternehmen berücksichtigen. Selbstverpflichtungen erreichen in dieser Sicht einen Zuschnitt von „Regulierung", insbesondere ein Ausmaß an Differenzierung, das die Interessen und die Struktur der betroffenen Wirtschaft in angemessenem Umfang berücksichtigt. Es erscheint evident, daß Regelungen von der Art der Klimaschutzerklärung der deutschen Industrie mit ihrem hohen Grad an Differenzierung nach Branchen durch eine Verordnung nicht hätten erreicht werden können, zumal das Bundes-Immissionsschutzgesetz eine umfassende Regelung der Abwärmenutzung vorschreibt. Auch die Struktur der abfallwirtschaftlichen Selbstverpflichtungen dürfte anders sein, als eine alternativ mögliche ordnungsrechtliche Regelung dies vorgesehen hätte.

288. Es gibt jedoch gewichtige Gegenargumente: Zunächst geht jedenfalls bei emissionsbezogenen sowie bei stoffbezogenen Selbstverpflichtungen, soweit diese nur eine Reduzierung des Einsatzes von Inhaltsstoffen von Produkten – und nicht deren völligen Ausschluß – anstreben, ein Gutteil der Effizienzvorteile verloren, wenn eine Verteilung der Reduzierungs- und sonstigen Anpassungslasten auf die einzelnen Branchen und Mitgliedsfirmen entsprechend deren unterschiedlichen Grenzkosten nicht stattfindet (vgl. BÖRKEY und GLACHANT, 1997, S. 40; RENNINGS et al., 1996, S. 217; DIW, 1995, S. 279). Zwischen den einzelnen beteiligten Branchen sowie der Automobilindustrie haben bei der Vorbereitung der Klimaschutzerklärung der deutschen Wirtschaft keine Verhandlungen stattgefunden; außerdem ist das Verhältnis zum Sektor Haushalte weitgehend ungeklärt. Das fördert Ineffizienzen. Explizite Verteilungsregeln zwischen den Unternehmen innerhalb einer Branche gibt es in der Verbandsrealität offenbar ebenfalls nicht. Als Gründe werden hierfür insbesondere Gesichtspunkte des Wettbewerbs angeführt. Ausgleichend wirken insoweit allerdings die großzügig bemessenen Anpassungsfristen, die es jedem beteiligten Unternehmen erlauben, den kostengünstigsten Zeitpunkt für eigene Maßnahmen zu wählen. Überdies ist zu berücksichtigen, daß sich, wie bei der Klimaschutzerklärung, die Verbandsziele oft aus der Summe der von den einzelnen Unternehmen angebotenen wirtschaftlich für vertretbar gehaltenen Reduzierungs- oder Einsparungspotentiale (ggf. abzüglich eines „Sicherheitsabschlags") zusammensetzen; in diesem Fall ist eine entsprechende Implementation mit daraus folgenden Effizienzvorteilen zu erwarten. Gleichwohl bleibt die Logik der verbandsinternen Verteilung der Lasten von Selbstverpflichtungen ein gut gehütetes Geheimnis, und die Wirtschaft wehrt sich, eine Verteilung der übernommenen Reduzierungslasten durch Einrichtung eines internen Lizenzmarktes, der das Effizienzkriterium am besten erfüllen würde (IFO, 1997, S. 164 ff.), durchzuführen. Effizienzverluste treten auch durch die mit Selbstverpflichtungen vielfach verbundenen Wettbewerbsbeschränkungen sowie durch Trittbrettfahrer ein (IEA, 1997, S. 41; RENNINGS et al., 1996, S. 100, 174).

Außerdem zeigt gerade die jüngere Entwicklung im Bereich der Abfallwirtschaft, daß sektorale Ansätze nicht unvereinbar mit ordnungsrechtlicher Regelung sind. Intertemporale Flexibilität kann durch Anpassungsquoten gewährleistet werden. Auch bei Abgabenregelungen sind Differenzierungen nicht ausgeschlossen, wie die Besteuerung von CO_2-Emissionen in mehreren europäischen Ländern belegt (vgl. auch SRU, 1996a, Tz. 1010, zur Ausnahme energieinten-

siver Prozesse von der vorgeschlagenen CO_2-Steuer). Umweltabgaben können in kleinen Schritten eingeführt werden, um eine allmähliche Anpassung zu ermöglichen. Was bleibt, sind allerdings die Belastungen der Unternehmen durch Kosten für Vermeidungsinvestitionen und die Verteuerung des verbleibenden Energieeinsatzes sowie insbesondere Nachteile durch Importwettbewerb. Insgesamt dürften aber die Effizienzvorteile von Selbstverpflichtungen geringer sein, als vielfach angenommen wird. Man wird den Vorteil von Selbstverpflichtungen oft weniger auf der Ebene der Effizienz als auf der von der Wirtschaft empfundenen gerechten Verteilung der Regulierungslasten sehen müssen (RENNINGS et al., 1996, S. 214).

2.2.2.2.4 Innovationswirkungen

289. Besonders umstritten scheinen die Auswirkungen von Selbstverpflichtungen auf die technologische Innovation zu sein. Eine allgemeine Bewertung ist schwierig, weil Innovation von einer Reihe von Faktoren wie Industriestruktur, Entwicklungsphase des betreffenden Unternehmens und bestehenden Techniklinien abhängig ist, die von Selbstverpflichtungen nicht ohne weiteres zu beeinflussen sind (EUA, 1997a, S. 43 ff.; BÖRKEY und GLACHANT, 1997, S. 41). Erfahrungen aus der Vergangenheit zeigen, daß einzelne Selbstverpflichtungen technologische Innovationen in Gang gesetzt haben (Asbest, FCKW, APEO, EDTA). Andererseits ergeben empirische Untersuchungen, daß die Wirtschaft selbst den Einfluß von Selbstverpflichtungen auf die technologische Innovation nicht besonders hoch einschätzt (COWI, 1997, S. 34 ff.). Man wird davon ausgehen können, daß Selbstverpflichtungen, die die Einstellung der Verwendung bestimmter Stoffe oder Verfahrensänderungen vorsehen, für die betroffene Wirtschaft jedenfalls dann zu riskant sind, wenn die technologische Innovation im betreffenden Bereich noch in Gang oder noch nicht absehbar ist. Sie können jedoch einen bereits in Gang befindlichen oder absehbaren Innovationsprozeß beschleunigen. Die positiven Auswirkungen von Emissionsabgaben sind jedoch denen von Selbstverpflichtungen überlegen, selbst wenn man in Rechnung stellt, daß der technologische Innovationsprozeß Eigengesetzlichkeiten folgt und sich nicht gänzlich durch Preise steuern läßt. Zertifikate führen dagegen aufgrund der Mengenregulierung nur zu Innovationsanreizen, die denen von Selbstverpflichtungen etwa gleichwertig sind.

2.2.2.2.5 Systemkonformität

290. Aus ordnungspolitischer Sicht wird daher die mit der Anerkennung von Selbstverpflichtungen verbundene Aufgabe der Gemeinwohlverantwortung des Staates zur Setzung eines umweltbezogenen Ordnungsrahmens für das System der Gesellschaftssteuerung durch den Markt und die Gefahr von Wettbewerbsbeschränkungen sowie der Unternehmenskonzentration hervorgehoben. Ferner befürchtet man die Preisgabe des politischen Handlungsspielraums des Staates sowie eine Interventionsspirale, wenn die Selbstverpflichtung scheitern sollte (RENNINGS et al., 1996, S. 96, 166, 189, 216; ferner z. B. BURCHARDI und SACKSOFSKY, 1994, S. 31 f.). Obwohl diese Einwände nicht in allen Punkten überzeugen, hat die ordnungspolitische Kritik so viel Gewicht, daß ein vorsichtiger Umgang mit Selbstverpflichtungen anzuraten ist. Selbstverpflichtungen verschieben die Aufgabenverteilung im Verhältnis zwischen Staat und Markt. Der Staat gibt mit der Akzeptierung von Selbstverpflichtungen seine Gemeinwohlverantwortung allerdings nicht auf, sondern erfüllt sie nur in anderer Form. Deshalb ist es auch nicht angebracht, von einer Privatisierung der Zielfestlegung zu sprechen. Eine Beteiligung der Wirtschaft am Zielfindungsprozeß gibt es unabhängig vom jeweils eingesetzten Instrument. Die größere Intensität der Teilhabe an diesem Prozeß bei Selbstverpflichtungen wird durch Zugang des Staates zur knappen Ressource Information ausgeglichen. Bindungen hinsichtlich politischer Optionen, zum Beispiel hinsichtlich der Beibehaltung der Kernenergie in der Klimaschutzpolitik, sind auch bei alternativen Politikinstrumenten zu erwarten. Statt einer „Interventionsspirale" als Reaktion auf das Scheitern einer Selbstverpflichtung ist auch ein Durchbruch der Emissionsabgabe denkbar, die die Kritiker als grundsätzlich marktkonform begrüßen würden. Was bleibt, sind aber wettbewerbspolitische Einwände, die für sich ein erhebliches Gewicht besitzen (dazu in Abschn. 2.2.2.3).

2.2.2.3 Wettbewerbspolitische und wettbewerbsrechtliche Probleme

2.2.2.3.1 Wettbewerbspolitische Probleme

291. Selbstverpflichtungen sind Kartelle oder zumindest kartellähnliche Absprachen (abgestimmte Verhaltensweisen, Empfehlungen), die mehr oder weniger erhebliche Wirkungen auf den Wettbewerb haben. Aus diesem Grund werden gegen die umweltpolitische Tendenz in Richtung auf breitflächigen Einsatz von Selbstverpflichtungen erhebliche ordnungspolitische Bedenken geltend gemacht (die freilich über die reine Wettbewerbspolitik hinausgehen) (MAIER-RIGAUD, 1996; RENNINGS et al., 1996, S. 186 ff.; KOHLHAAS und PRAETORIUS, 1994). Die Bedenken richten sich weniger gegen die Festlegung gemeinsamer Umweltqualitäts- oder Umwelthandlungsziele als gegen die Modalitäten der Durchsetzung des gemeinsamen Ziels und gegen die oft mit solchen Abkommen verbundenen Nebenabreden.

292. Bei produktbezogenen Selbstverpflichtungen (Einstellung der Verwendung bestimmter Stoffe für die Herstellung eines Produktes) kommt es auf der Zielebene zu Abstimmungen über den Zeitpunkt der Einführung von Substituten. Wird der Stoff völlig oder für ein erhebliches Marktsegment vom Markt verdrängt, wird massiv in den Wettbewerb zwischen Substituten eingegriffen und dem ausgeschlossenen Stoff der Marktzugang versperrt (FCKW, Asbest). Daneben kann der Innovationswettbewerb betroffen sein. Schließlich erlauben Selbstverpflichtungen über die Einstellung der Verwendung bestimmter Einsatzstoffe in Produkten es den beteiligten Unternehmen, zumindest in einem gewissen Ausmaß den Zeitpunkt so zu terminieren, daß sie ein Ersatzprodukt auf den Markt bringen können, das von nicht

beteiligten – insbesondere kleineren und mittleren sowie ausländischen – Wettbewerbern noch nicht angeboten wird. Soweit das neue Produkt von den Verwendern akzeptiert wird, was sowohl vom Umweltbewußtsein als auch von deren Konversionskosten (Herstellungsverfahren usw.) abhängt, können sich daraus erhebliche Wettbewerbsvorteile ergeben. Bei vorzeitigem Ausstieg aus der Verwendung eines Einsatzstoffes vor dem Hintergrund eines für die Zukunft einsetzenden staatlichen Verbots sind diese Vorteile jedoch von begrenzter Bedeutung.

293. Selbstverpflichtungen über die Reduzierung von Emissionen und Einleitungen nach dem Typ der CO_2-Erklärung oder der EDTA-Vereinbarung sind auf der Zielebene wettbewerbspolitisch nicht relevant, da das festgesetzte Ziel lediglich Marktversagen zu korrigieren sucht. Insoweit besteht kein Unterschied zum Ordnungsrecht oder zu ökonomischen Instrumenten. Die Durchführung der Selbstverpflichtungen betrifft nicht unmittelbar das Auftreten der verbandsangehörigen Unternehmen auf dem Markt, kann jedoch Auswirkungen auf die Kostenstruktur der Unternehmen und damit mittelbar auf ihr Wettbewerbspotential haben. Das solchen Selbstverpflichtungen zumindest implizite System der Aufteilung des Gesamtziels auf Branchen und einzelne Unternehmen hat aber potentiell wettbewerbsverzerrende Wirkungen, sofern nicht ein brancheninternes Lizenzsystem eingerichtet wird oder die Aufteilung im Wege der Verhandlung entsprechend den Grenzkosten der Vermeidung erfolgt.

294. Als die problematischsten unter dem Gesichtspunkt der Wettbewerbswirkungen können Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft gelten, die eine Pool-Lösung vorsehen oder ermöglichen (neben dem DSD z. B. Selbstverpflichtungen für die Rücknahme von Altautos und Elektronikschrott sowie die nicht zustandegekommene zweite Selbstverpflichtung für die Rücknahme von Altbatterien). Durch solche Regelungen wird die Nachfrage für verwertbare Abfälle monopolisiert und im allgemeinen auch der Wettbewerb für Sammlungs- und Verwertungsdienstleistungen und damit die möglichen organisatorischen und technischen Innovationen beschränkt; das Ausmaß dieser Wettbewerbsbeschränkungen im einzelnen ist allerdings abhängig von der Ausgestaltung der Pool-Organisation und dem Auftreten des Pools auf den Märkten (flächendeckende oder parallele Systeme, markenbezogen oder produktbezogen, verbunden mit Produktkennzeichnung oder neutral, direkte Kostenanlastung beim Abfallbesitzer oder Einschmelzung der späteren Entsorgungskosten in den Verkaufspreis des Produktes; vgl. BOCK, 1996). So ist es zum Beispiel möglich, die Vergabe von Verwertungsverträgen auszuschreiben oder jedenfalls nur kurzfristige Verträge vorzusehen. Negative Auswirkungen auf den Wettbewerb können sich auch daraus ergeben, daß der Pool das gesammelte Material anderen Branchen als Input-Material zu „subventionierten" Preisen zur Verfügung stellt, während Wettbewerber des Pools als Anbieter von Primärstoffen funktional äquivalente Einsatzstoffe auf dem Markt verkaufen und Wettbewerber der Abnehmer sie auf dem Markt kaufen müssen. Bei langlebigen Gebrauchsgütern können Selbstverpflichtungen auch negative Auswirkungen auch auf den Wettbewerb zwischen Neu- und Altprodukten, zwischen Originalersatzteilen und Identteilen sowie zwischen herstellereigenen und unabhängigen Dienstleistungsunternehmen haben. Als wichtigstes Beispiel kann die Selbstverpflichtung der Automobilindustrie zur Rücknahme von Altautos gelten. Werden Pool-Lösungen mit einer Produktkennzeichnung verbunden, wie dies insbesondere beim Dualen System („Grüner Punkt") der Fall ist, so kann sich bei einem entsprechenden Umweltbewußtsein des Verbrauchers eine Konzentration der Nachfrage des Handels auf gekennzeichnete Produkte ergeben. Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft können auch Preisregelungen zum Gegenstand haben, etwa wenn sie die Entsorgungskosten nach einem einheitlichen Maßstab auf den Preis des Produkts umlegen. Schließlich können von Selbstverpflichtungen Konzentrationswirkungen ausgehen, zum Beispiel durch vertikale Integration von Herstellungsunternehmen in die Abfallverwertungsstufe.

2.2.2.3.2 Wettbewerbsrechtliche Beurteilung

2.2.2.3.2.1 Deutsches Recht

295. Die Frage, ob die Vorschriften des Gesetzes gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB) auf Selbstverpflichtungen, die unter staatlicher Beteiligung zustande kommen, überhaupt anwendbar sind, wird im Schrifttum unterschiedlich beurteilt. Im öffentlich-rechtlichen Schrifttum neigt man überwiegend der Auffassung zu, daß es um hoheitliches Handeln gehe, das allein nach verfassungs- und verwaltungsrechtlichen Grundsätzen beurteilt werden müsse und auch die privaten Beteiligten dem Anwendungsbereich des GWB entziehe (z. B. DEMPFLE, 1994, S. 94 ff.; BROHM, 1992, S. 1027 ff.; SCHERER, 1991, S. 5). Auch einzelne Verteter des Wettbewerbsrechts haben sich dieser Auffassung angeschlossen (BAUDENBACHER, 1988, S. 694 f.). Ganz überwiegend wird im Wettbewerbsrecht jedoch die These vertreten, daß das GWB uneingeschränkt jedenfalls auf die betreffenden Unternehmen anwendbar sei, die unter Mitwirkung des Staates eine Wettbewerbsbeschränkung eingehen (IMMENGA und MESTMÄCKER, 1992, § 1 Rdnr. 379ff., 382; MÖSCHEL, 1983, S. 136 f.). Dem stimmen zunehmend auch Autoren des öffentlichen Rechts zu (SCHMIDT-PREUSS, 1997b, S. 216 f.; TRUTE, 1996, S. 960; BECKER, 1985, S. 1009; KLOEPFER, 1980, S. 784 ff.; von ZEZSCHWITZ, 1978, S. 505; für das DSD auch VG Potsdam, NVwZ 1994, 925).

296. In der Praxis des Bundeskartellamtes und des Bundeswirtschaftsministeriums hat die prinzipielle Anwendbarkeit des GWB nie in Frage gestanden; diese Auffassung wird dadurch gestützt, daß die Rechtsprechung das Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen sogar auf die öffentliche Hand selbst anwendet, wenn diese – wenngleich in Ausübung hoheitlicher Befugnisse – selbst in den Wettbewerb eingreift (Gemeinsamer Senat der Obersten Bundesgerichte, BGHZ 102, 280). Allerdings hat das Bundeskartellamt in seiner älteren Praxis Selbstverpflichtungen, die auf den Schutz von Gesundheit und Sicher-

heit gerichtet waren, unabhängig von staatlicher Beteiligung von der Anwendbarkeit des Gesetzes (§§ 1, 25 Abs. 1, 38 Abs. 1 Nr. 11 GWB) ausgenommen, weil es der Auffassung war, daß das vorrangige öffentliche Interesse eine Restriktion des Anwendungsbereichs des Gesetzes rechtfertige (WuW/E 145 – Doppelstecker; BKartA Tätigkeitsbericht 1966, S. 58; 1976, S. 79; 1983, S. 84 und S. 86). Diese sogenannte Doppelstecker-Doktrin müßte folgerichtig auch für umweltbezogene Selbstverpflichtungen gelten. Diese Auffassung ist jedoch vom Bundeskartellamt später aufgegeben worden, weil das Amt zu Recht der Ansicht ist, daß die für eine Restriktion notwendige Abwägung zwischen öffentlichem Interesse am Gesundheits- und Umweltschutz und dem öffentlichen Interesse am Wettbewerb Sache des Gesetzgebers sei; mit § 8 GWB stehe auch eine Ausnahmemöglichkeit zur Verfügung, über die das Bundeswirtschaftsministerium zu entscheiden habe. Gleichwohl hat dies nicht dazu geführt, daß das Amt durchgängig gegen Selbstverpflichtungen eingeschritten ist. In einigen Fällen ist das Bundeskartellamt zur Auffassung gekommen, daß die betreffende Selbstverpflichtung keine spürbaren Auswirkungen auf die Marktverhältnisse hat, insbesondere in Fällen, in denen es zu einer vorzeitigen Einstellung der Verwendung eines Einsatzstoffes für die Herstellung eines Produktes kam (Fehlen der zeitlichen Spürbarkeit), eine Verbotsverordnung bald zu erwarten war oder die Konversion zu einem Substitut der Markttendenz entsprach. Weiterhin hat das Amt in einigen Fällen das öffentliche Interesse an einer Verfolgung der Teilnehmer einer Selbstverpflichtung oder an einer Untersagung verneint, wenn die Selbstverpflichtung zwar zu spürbaren, nicht aber zu erheblichen negativen Auswirkungen auf den Wettbewerb führte. Dabei hat das Amt in der Vergangenheit auch Selbstverpflichtungen geduldet oder gar die Anwendbarkeit des § 1 GWB verneint, bei denen bestimmte Vormaterialien schrittweise vom Marktzugang ausgeschlossen wurden (Asbest im Hochbau 1982/84 und Asbest im Tiefbau 1988) oder der Marktzugang erheblich reduziert wurde (Altpapierverwertung). Selbstverpflichtungen, bei denen die strategische Einführung umweltfreundlicher Produkte den Parteien erhebliche Wettbewerbsvorteile gegenüber heimischen oder ausländischen Außenseitern verschaffen konnte, sind bislang nicht aufgegriffen worden.

297. Auf der anderen Seite nimmt das Bundeskartellamt eine kritische Einstellung gegenüber preisbezogenen Vorschriften und gegenüber bestimmten Pool-Lösungen in Selbstverpflichtungen ein. So sind die Versuche der Getränkehersteller, die Aufrechterhaltung der Quote für Mehrwegbehälter nach der Verpackungsverordnung durch Erhebung eines einheitlichen Verwertungsentgelts zu unterstützen („Dosengroschen"), von der Behörde untersagt worden. In gleicher Weise ist eine geplante neue Selbstverpflichtung über die Verwertung von Altbatterien, die den Konsumenten ein einheitliches Verwertungsentgelt auferlegt hätte, das etwa vierzig Prozent des Verkaufspreises der Batterien ausgemacht und nicht nur den Preis-, sondern auch den Innovationswettbewerb beschränkt hätte, vom Amt verworfen worden. Darüber hinaus sieht das Bundeskartellamt auch flächendeckende Pool-Lösungen für die Einsammlung und Verwertung von Produktabfällen sehr kritisch an, weil diese die Nachfrage für verwertbares Material monopolisieren und den Wettbewerb für Sammlungs- und Verwertungsdienstleistungen beschränken und dadurch Auswirkungen auch auf den Innovationswettbewerb haben. Die Duldung der Vereinbarungen, die zur Einführung des Dualen Systems im Rahmen der Verpackungsverordnung führten (BKartA Tätigkeitsbericht 1991/92, S. 38 f., 131 f.; WuW 1992, 33 und 408), wird heute als „Sündenfall" bezeichnet. Das Amt ist daher auch wegen Überschreitung der Toleranzgrenze gegen Versuche vorgegangen, die Monopolstellung des Dualen Systems auf Transportverpackungen auszudehnen (WuW/E 2561; WuW 1993, 626). Das Bundeskartellamt hat auch die Selbstverpflichtung über die Rücknahme von Altautos in mehreren Punkten kritisiert, insbesondere wegen ihres begrenzten Anwendungsbereichs (kostenlose Rücknahme nur für Pkw, die nicht älter als zwölf Jahre sind, Vorzugsbehandlung für Wagen, die vom herstellereigenen Netz gewartet worden sind, Ausschluß von „Graumarkt"-Importwagen). Das Amt hat Einwendungen gegen eine frühere, noch restriktivere Version der Selbstverpflichtung erhoben, aber es hat auch Änderungen an der gegenwärtigen Fassung verlangt. Allgemein tritt das Amt aus ordnungspolitischen Gründen für Lösungen ein, die die Verwertung soweit wie möglich dem Markt überlassen.

298. Die Verwerfung der „Doppelstecker"-Doktrin führt nicht dazu, daß Selbstverpflichtungen im Bereich der Umweltpolitik per se kartellrechtlich unzulässig sind. Auch wenn sie im Einzelfall spürbare Wirkungen auf den Wettbewerb haben, besteht die Möglichkeit der Anwendung der Ausnahmetatbestände der §§ 2 ff. GWB. Neben § 8 GWB kommen insbesondere die Ausnahmen für Konditionenkartelle (§ 2 GWB), Normen- und Typenkartelle (§ 5 Abs. 1 GWB), Rationalisierungskartelle (§ 5 Abs. 2 GWB) und Kooperationskartelle kleiner und mittlerer Unternehmen (§ 5b GWB) in Betracht. Mit Preisabsprachen dürfen diese Kartelle, insbesondere auch Rationalisierungskartelle, grundsätzlich nicht verbunden werden (vgl. § 5 Abs. 3 GWB).

Der Erlaubnistatbestand nach § 8 GWB, der gegenwärtig aufgrund der Duldungspraxis des Bundeskartellamtes nur selten angewendet wird, setzt voraus, daß die Selbstverpflichtung und die dadurch bedingte Wettbewerbsbeschränkung aus überwiegenden Gründen der Gesamtwirtschaft und des Gemeinwohls notwendig ist. Es ist umstritten, ob diese beiden Tatbestandsmerkmale nur alternativ vorliegen müssen, weil die „Gesamtwirtschaft" ein Teilaspekt des „Gemeinwohls" ist, oder ob sie, wie der Wortlaut und auch die Systematik der §§ 2 ff. GWB nahelegen, kumulativ gegeben sein müssen. Die überwiegende Meinung, insbesondere die Praxis, tritt für eine großzügige Auslegung ein, die die Legalisierung von Selbstverpflichtungen begünstigt (BMWi, WuW/E 143 – Zigarettenwerbung; WuW/E 175 – Ärztemuster; BOCK, 1996, S. 193; IMMENGA und MESTMÄCKER, 1992, § 8 Rdnr. 32 ff.; MÖSCHEL, 1983, S. 185; KLOEPFER, 1980, S. 787; abweichend zum

Beispiel von WALLENBERG, 1980, S. 835; HÜBNER, 1971, S. 46). Dem ist zuzustimmen, da eine Privilegierung rein wirtschaftlicher Vorteile von Kartellen („Gesamtwirtschaft") gegenüber außerwirtschaftlichen („Gemeinwohl") wettbewerbspolitisch nicht zu rechtfertigen ist. Auch die Abwägungsprobleme dürften nicht grundsätzlich unterschiedlich sein. Jedoch ist die Regelung des § 8 GWB, deren Anwendung nicht in der Zuständigkeit des Bundeskartellamtes, sondern der des Bundeswirtschaftsministeriums liegt, zu unklar und bei Selbstverpflichtungen mit nur geringen Auswirkungen auf den Wettbewerb zu schwerfällig und bedarf daher einer gewissen Reform. Das Bundeswirtschaftsministerium hat einen Entwurf zur Reform des Gesetzes gegen Wettbewerbsbeschränkungen vorgelegt, wonach neben § 8 GWB ein weiterer Erlaubnistatbestand nach dem Muster des Artikels 85 Abs. 3 EGV eingeführt werden soll, der aber nur Kooperationen zur Verbesserung der Warenerzeugung, Verteilung oder Beschaffung, nicht solche zur Förderung des technischen Fortschritts erfaßt. Der Kommissionsentwurf eines Umweltgesetzbuches schlägt dagegen einen spezifischen Freistellungstatbestand für Umweltschutzkartelle vor. Danach sollen Selbstverpflichtungen durch Anmeldung beim Bundeskartellamt wirksam werden, wenn sie der Erfüllung von Anforderungen von Rechtsverordnungen, Zielfestlegungen oder normersetzenden Verträgen dienen, die Beschränkung des Wettbewerbs aus Gründen des Umweltschutzes erforderlich ist und wesentlicher Wettbewerb auf dem Markt bestehen bleibt. Drittbetroffene sind angemessen anzuhören. Die Kartellbehörde hat zu widersprechen, wenn die materiellen Freistellungsvoraussetzungen nicht nachgewiesen sind. Liegen sie nicht vor, so soll der Bundeswirtschaftsminister eine Erlaubnis erteilen können, wenn ausnahmsweise die Beschränkung des Wettbewerbs aus überwiegenden Gründen des Umweltschutzes unter Berücksichtigung der Gesamtwirtschaft geboten ist (§ 39 UGB-KommEntw. 1997).

Auch wenn man einen Vorteil der Duldungspraxis des Bundeskartellamtes darin sehen mag, daß sie eine flexible Reaktion in der Experimentierphase von Selbstverpflichtungen ermöglicht und das „Drohpotential" des Staates zur Erreichung einer angemessenen Regelung verstärkt wird (BECKER-SCHWARZE, 1997, S. 171 ff.), so bestehen dagegen doch schwerwiegende rechtsstaatliche Bedenken (BOCK, 1996, S. 193), auch dann, wenn wie beim Dualen System ein selbstregulierendes Steuerungsmodell bereits vom Gesetzgeber vorgegeben worden ist (abw.: SCHMIDT-PREUß, 1997a, S. 561 f.). Das zum Teil befürwortete Modell der „Prozeduralisierung" der Kartellaufsicht über Selbstverpflichtungen durch grundsätzliche Anerkennung der Duldungspraxis, aber Vorgabe bestimmter, teils wettbewerbs-, teils umweltpolitischer Kriterien (BECKER-SCHWARZE, 1997, S. 171 ff.; auch SCHMIDT-PREUß, 1997 a, S. 561 f., 564 ff.) würde dem Bundeskartellamt ein politisches Mandat einräumen, das die nach geltendem Recht gegebenen Gestaltungsspielräume des Amtes allzu weit überschreitet. Es erscheint dem Umweltrat sinnvoll, Selbstverpflichtungen, die mit erheblichen Auswirkungen auf den Wettbewerb verbunden sind, nur dann ausnahmsweise zuzulassen, wenn das öffentliche Interesse an effektivem Umweltschutz die negativen Wettbewerbsauswirkungen eindeutig überwiegt. Dies bedarf der Überprüfung und Entscheidung in einem rechtsstaatlich geordneten Verfahren, anhand eindeutiger Kriterien und durch eine politisch verantwortliche Instanz. Der Umweltrat hält insbesondere den von der Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch vorgeschlagenen zweiteiligen Freistellungstatbestand (§ 39 KommEntw. 1997) für erwägenswert, weil er zu einer sinnvollen Arbeitsteilung zwischen Gesetzesanwendung durch das Bundeskartellamt und politischer Abwägung durch den Bundeswirtschaftsminister führt. Allerdings sollte die Kartellbehörde ermächtigt sein, bei Umweltschutzkartellen, die nicht mit erheblichen Wettbewerbsbeschränkungen verbunden und daher an sich freistellungsfähig sind, auch zu überprüfen, ob ein angemessenes Verhältnis zwischen Umweltschutzziel und Wettbewerbsbeschränkung besteht; dies entspricht dem Vorgehen bei Rationalisierungskartellen (§ 5 Abs. 2 S. 2, Abs. 3 S. 2 GWB). Dagegen besteht bei dem vom Bundeswirtschaftsministerium vorgeschlagenen Freistellungstatbestand eher die Gefahr einer ordnungspolitisch unerwünschten „Herabzonung" „politischer" Abwägungen zwischen Umweltschutzvorteilen und Nachteilen der Wettbewerbsbeschränkung in die Zuständigkeit des Bundeskartellamtes (vgl. Wissenschaftlicher Beirat beim BMWi, 1996, Tz. 9 ff.; Monopolkommission, 1996, Tz. 98, 258).

299. Besondere wettbewerbsrechtliche Fragestellungen ergeben sich aufgrund des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. In § 25 KrW-/AbfG ist das Instrument der Selbstverpflichtung indirekt angelegt, da staatliche Verwertungsziele für eine ganze Branche aufgestellt werden und von den Herstellern kaum auf individueller Grundlage erfüllt werden können. § 17 KrW-/AbfG kann zudem dahin ausgelegt werden, daß es für Hersteller-Pools zum Zwecke der Verwertung von Produktabfällen ein „Kartellprivileg" nach § 12 GWB analog oder – bei Abschluß von Ausschließlichkeitsvereinbarungen mit Dritten – nach §§ 18, 26 Abs. 2 GWB enthält, so daß das Verhalten des Pools nur noch im Wege der Mißbrauchsaufsicht kontrolliert werden könnte (so RIESENKAMPFF, 1995, S. 837; a. M. SCHULTZ, 1997; BKartA Tätigkeitsbericht 1993/94, S. 127). Die mit der Pool-Bildung notwendig verbundene Beschränkung der Nachfrage nach Abfallmaterial sowie nach Sammlungs- und Verwertungsdienstleistungen könnte vom Gesetzgeber hingenommen worden sein, da anders eine Unterscheidung zwischen der Beauftragung Dritter nach § 16 KrW-/AbfG und der Beauftragung von Verbänden kaum möglich wäre. Jedoch ergibt sich aus der Entstehungsgeschichte der Vorschrift, daß der Gesetzgeber in Anlehnung an die Behandlung von Konsortien nur solche Herstellergemeinschaften freistellen wollte, deren Mitglieder allein zur Verwertung nicht in der Lage sind. Damit steht die Anwendung der §§ 5 Abs. 2 und 5b GWB nicht im Widerspruch zu der Zielsetzung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Eine andere Frage ist es, ob die gesetzliche Ermächtigung nach § 24 Abs. 1 Nr. 2 KrW-/AbfG, die die Einführung von „Rück-

nahmesystemen" ermöglicht, im Fall der Ausübung der Ermächtigung Vorrang vor dem Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen hat; diese Regelung würde dann ggf. Selbstverpflichtungen decken, die im Rahmen „flankierender" Verordnungen eingegangen werden. Für einen derartigen Vorrang spricht die Erwägung, daß nach allgemeiner Meinung die §§ 1, 15 und 18 GWB nicht auf Wettbewerbsbeschränkungen anwendbar sind, die für die Funktionsfähigkeit einer vom Gesetzgeber anerkannten Institution des Privatrechts erforderlich sind (BGHZ 70, 331, 336 – Gabelstapler; BGHZ 104, 246, 251 – Neuform-Abteilung; BGHZ 120, 161, 166 – Taxigenossenschaft II). Dieser Gedanke paßt auch für die Institutionalisierung flächendeckender Rücknahmesysteme nach öffentlichem Recht (KÖHLER, 1996, S. 640 ff.; SCHMIDT-PREUß, 1997a, S. 556 f., 559 ff.). Allerdings sind nur solche Vereinbarungen gedeckt, die für die Funktionsfähigkeit solcher Systeme unerläßlich sind; die Ausgestaltung der Rücknahmesysteme bleibt grundsätzlich dem Kartellrecht unterworfen.

2.2.2.3.2.2 Europäisches Recht

300. In gleicher Weise wie § 1 GWB ist nach allgemeiner Meinung auch Artikel 85 EGV auf Selbstverpflichtungen anwendbar (FRENZ, 1997, S. 9 ff.; von BERNUTH, 1996, S. 90 ff.; RIESENKAMPFF, 1995; KRÄMER, 1993). Darüber hinaus sind nach der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofs die Wettbewerbsregeln über Artikel 3 Buchst. g und 5 Abs. 2 EGV direkt auf Mitgliedstaaten anwendbar, die private Wettbewerbsbeschränkungen ermöglichen, ermutigen oder auferlegen (Ständige Rechtsprechung seit EuGH, Slg. 1977, 2115, 1145 – Inno/ATAB). Dies gilt auch für staatlich initiierte Selbstverpflichtungen mit einer möglichen Ausnahme, daß der Staat einen derartigen Druck auf das Zustandekommen und den Inhalt der Selbstverpflichtung ausübt, daß in der Sache ein Zwangskartell vorliegt; dann wäre möglicherweise nur Artikel 30 EGV anwendbar. Diese Situation liegt jedoch bei Selbstverpflichtungen im allgemeinen nicht vor (für Anwendung des Art. 85 EGV auf staatlich initiierte Selbstverpflichtungen EuGH, Slg. 1985, 305, 319 f. – Cullet/Leclerc; Slg. 1985, 391, 424 – BNIC/Clair; Kommission, 22. Wettbewerbsbericht 1992, Tz. 77, 179; 23. Wettbewerbsbericht 1993, Tz. 168; FRENZ, 1997, S. 34 ff., 37 f.; BOCK, 1996, S. 201 ff.; PALME, 1992, S. 383; zurückhaltend von BERNUTH, 1996, S. 105 ff.; MIDDEKE, 1994, S. 144). Die Förderung von Selbstverpflichtungen, die nach Artikel 85 Abs. 3 EGV freistellungsfähig sind, ist den Mitgliedstaaten aber nicht untersagt (BECKER-SCHWARZE, 1997, S. 254 f.). Die Kommission hat in einigen jüngeren Fällen Artikel 85 EGV auf Preisabsprachen, den Ausschluß von Materialien und Pool-Systeme in Selbstverpflichtungen angewendet (22. Wettbewerbsbericht 1992, Tz. 77, 177-186; 23. Wettbewerbsbericht 1993, Tz. 168, 169, 240; ABl. 1997 Nr. C 48/4; zusammenfassend 25. Wettbewerbsbericht 1995, Tz. 85). Da an die Spürbarkeit der potentiellen Beeinflussung des zwischenstaatlichen Handels nur noch geringe Anforderungen gestellt werden, dürften die meisten nationalen Selbstverpflichtungen unter Artikel 85 EGV fallen. Eine – hinsichtlich ihrer Grenzen unscharfe – Ausnahme besteht, wenn eine Selbstverpflichtung in der Bilanz wettbewerbsfördernden Charakter hat, was bei gemeinsamer Verwertung der Fall sein kann (FRENZ, 1997, S. 42 ff.). Dagegen spielt eine mögliche Tatbestandsrestriktion aus Gründen des Umweltschutzes (dafür BECKER-SCHWARZE, 1997, S. 236 f.) bei Artikel 85 Abs. 1 keine Rolle.

301. Für Selbstverpflichtungen gilt, sofern sie bei der Kommission angemeldet sind, auch die Möglichkeit einer Freistellung nach Artikel 85 Abs. 3 EGV. Unter den Freistellungsvoraussetzungen führen das Erfordernis der „Verbesserung der Warenerzeugung oder -verteilung" und der „Förderung des technischen und wirtschaftlichen Fortschritts" bei der in der Praxis anerkannten weiten – „umweltfreundlichen" – Auslegung im allgemeinen nicht zu Schwierigkeiten; Veränderungen von Produktionsverfahren, Produkten und Abfallentsorgungssystemen, die dem Interesse des Umweltschutzes dienen, erfüllen in aller Regel diese Voraussetzungen (FRENZ, 1997, S. 51 ff.; von BERNUTH, 1996, S. 154 ff.; JACOBS, 1993, S. 53 ff.; kritisch für das Duale System BOCK, 1996, S. 196 f.). Die „angemessene Beteiligung der Verbraucher" ist bei umweltfreundlichen Produkten und Abfallverwertungssystemen im allgemeinen gegeben, jedoch erfüllen Selbstverpflichtungen, die auf Reduzierung der Emissionen aus der Produktion abzielen, dieses Freistellungserfordernis nur, wenn man von einem sehr weiten Verbraucherbegriff ausgeht (so offenbar die Kommission, 22. Wettbewerbsbericht 1992, Tz. 140; ferner FRENZ, 1997, S. 55; von BERNUTH, 1996, S. 168 ff.; JACOBS, 1993, S. 56 f.). Andererseits wirft die Unerläßlichkeit der Wettbewerbsbeschränkung Probleme auf. Eine der Freistellung entgegenstehende wesentliche Wettbewerbsbeschränkung wird hingegen meist nicht vorliegen, weil, abgesehen von preisrelevanten Selbstverpflichtungen und bestimmten Fällen des Ausschlusses umweltbelastender Vormaterialien, die wichtigeren Wettbewerbsparameter regelmäßig frei bleiben. Die Kommission beanstandet im allgemeinen preisbezogene Selbstverpflichtungen und sie hat erhebliche Vorbehalte gegen Selbstverpflichtungen, die die Einstellung des Einsatzes eines bestimmten Vormaterials in der Produktion zum Gegenstand haben, sofern es sich um ein bedeutsames Marktsegment für die Anbieter des Vormaterials handelt; eine völlige Verdrängung auch erheblich umweltbeeinträchtigender Materialien vom Markt will die Kommission offenbar keinesfalls dulden (22. Wettbewerbsbericht 1992, Tz. 169; 25. Wettbewerbsbericht 1995, Tz. 85; ABl. 1997 Nr. C 48/4). Auch die Subventionierung von Sekundärrohstoffen durch kostenlose oder verbilligte Abgabe an Dritte stößt auf Bedenken (vgl. BURCHARDI und SACKSOFSKY, 1994, S. 46 f.). Dagegen neigt die Kommission dazu, Vereinbarungen über die Standardisierung von Verpackungen und deren gemeinsame Sammlung und Verwertung zu dulden, sofern sie für ausländische Anbieter offen sind. Im Hinblick auf das Trittbrettfahrerproblem kann man nicht erwarten, daß einzelne Firmen, wenn sie ihre eigenen Rücknahme- und Verwertesysteme errichten müssen, ohne weiteres die gleichen Ergebnisse erzielen können. Dies ist allerdings nur

eine sehr allgemeine Aussage; bei der Überprüfung der Ausgestaltung solcher Systeme im einzelnen wird es vielfach Alternativen geben, die bei gleicher Umweltwirksamkeit zu geringeren Wettbewerbsbeschränkungen führen (vgl. für das Duale System BOCK, 1996, S. 197 f.). Schließt man die Alternative einer ordnungsrechtlichen Regelung oder von Produktabgaben ein, so müßte man wohl stets an der Unerläßlichkeit der Wettbewerbsbeschränkung zweifeln. Diese sind jedoch nicht in den Vergleich einzubeziehen. Zu vergleichen ist vielmehr nur – bei gleichen Randbedingungen – die konkrete Abrede einschließlich der mit ihr verbundenen Wettbewerbsbeschränkungen mit der Situation ohne oder mit geringeren Wettbewerbsbeschränkungen (von BERNUTH, 1996, S. 174).

302. Die Kommission besitzt bei der Anwendung des Artikels 85 Abs. 3 EGV einen erheblichen Beurteilungsspielraum, in dessen Rahmen auch das notwendigerweise prognostische Element der wettbewerblichen Beurteilung von Selbstverpflichtungen bedeutsam ist (BECKER-SCHWARZE, 1997, S. 240 ff.). In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob das Integrationsprinzip nach Artikel 130 r (2) EG-Vertrag, wonach der Umweltschutz ein integraler Bestandteil aller anderen EG-Politiken ist, eine großzügigere Anwendung des Freistellungstatbestandes verlangt. Die allgemeine Meinung geht dahin, daß das Integrationsprinzip eine Anpassung der sektoralen Politiken an die Belange des Umweltschutzes, d. h. einen Verzicht auf volle Erreichung der jeweiligen Ziele zugunsten des Umweltschutzes, gebietet. Die Wettbewerbspolitik kann sich hiervon nicht ohne weiteres ausnehmen, jedenfalls soweit die rechtsstaatlichen Grenzen einer gesetzesgeleiteten Rechtsanwendung nicht überschritten sind. Daher ist eine „Anreicherung" des Artikels 85 Abs. 3 EGV, wonach – entweder im Wege der Saldierung bei der Anwendung der Tatbestandsmerkmale „Verbesserung der Warenerzeugung oder -verteilung" und „Förderung des technischen und wirtschaftlichen Fortschritts" und bei der Beurteilung der Unerläßlichkeit der Wettbewerbsbeschränkung – die Umweltvorteile von Selbstverpflichtungen gegen die Wettbewerbsnachteile abgewogen werden müssen, mit dem Vertrag vereinbar (JANS, 1995, S. 242, 244, 247 f.; KRÄMER, 1993, S. 58 ff.). Zum Teil werden neben Artikel 85 Abs. 3 EGV sogar noch zusätzliche Rechtfertigungsgründe für umweltbezogene Selbstverpflichtungen postuliert, die im Rahmen von Artikel 30, 36 EGV für staatliche Maßnahmen anerkannt sind (FRENZ, 1997, S. 58; vgl. BECKER-SCHWARZE, 1997, S. 234 f., 255). Dem damit verfolgten Anliegen der Berücksichtigung der Regelungsinteressen der Mitgliedstaaten und der Harmonisierung der Maßstäbe bei der Beurteilung staatlicher und staatlich inspirierter privater Wettbewerbsbeschränkungen kann aber besser durch Berücksichtigung im Rahmen von Artikel 85 Abs. 3 EGV Rechnung getragen werden. Insgesamt ist die Gefahr einer umweltpolitischen Instrumentalisierung der Freistellungsmöglichkeit ohne klare Abgrenzung zwischen Gesetzesanwendung und politischer Entscheidung in der Kommissionspraxis nicht von der Hand zu weisen.

Für die Zukunft wird zum Teil eine ausdrückliche Gruppenfreistellungsverordnung für Selbstverpflichtungen im Bereich des Umweltschutzes vorgeschlagen (KRÄMER, 1993, S. 64; PERNICE, 1992, S. 143). Dem steht jedoch schon entgegen, daß Gruppenfreistellungsverordnungen der Verwaltungsvereinfachung bei Massenproblemen dienen, nicht jedoch der Einschränkung des Verbotsbereichs des Artikels 85 Abs. 1 EGV. In bezug auf Verpackungsabfälle stellt Artikel 4 der Verpackungsrichtlinie, der die Mitgliedstaaten ermächtigt, Programme zur Abfallvermeidung in Abstimmung mit den Marktteilnehmern aufzustellen, kein Kartellprivileg dar, da eine Richtlinie nicht das primäre Gemeinschaftsrecht ändern kann und deshalb kein Ersatz für eine Einzelfreistellung nach Artikel 85 Abs. 3 EGV oder eine Gruppenfreistellungsverordnung nach Artikel 87 EGV ist.

303. Der Umweltrat weist darauf hin, daß im Hinblick auf den Vorrang des europäischen Wettbewerbsrechts vor dem Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen die Diskussion um die Möglichkeit, für Selbstverpflichtungen erweiterte oder jedenfalls klarere Rechtsgrundlagen für eine Ausnahme vom Verbot des § 1 GWB zu schaffen, nur eine begrenzte Bedeutung besitzt. Das Verbot des Artikels 85 Abs. 1 EGV setzt sich stets gegen eine deutsche Erlaubnis durch, selbst wenn sie durch eine Legalausnahme erteilt wird. Freistellungen nach Gemeinschaftsrecht haben andererseits grundsätzlich Vorrang vor einem deutschen Verbot. In gewissem Umfang können allerdings die Mitgliedstaaten strengere Maßstäbe anlegen. Praktische Bedeutung hat dies abgesehen von den eher seltenen Fällen rein binnenstaatlicher Auswirkungen von Selbstverpflichtungen insbesondere, soweit die Kommission untätig bleibt oder nur eine informelle Freistellung durch ein sogenanntes Verwaltungsschreiben erteilt; hieran sind die Behörden der Mitgliedstaaten nicht gebunden, so daß sie trotz „Duldung" seitens der Kommission eine beantragte Erlaubnis verweigern könnten.

2.2.2.4 Verfassungs- und europarechtliche Fragestellungen

2.2.2.4.1 Verfassungsrechtliche Fragestellungen

304. Im rechtswissenschaftlichen Schrifttum gibt es eine breite Diskussion über die verfassungsrechtliche Zulässigkeit von Selbstverpflichtungen, insbesondere unter dem Gesichtspunkt der staatlichen Schutzpflicht für umweltrelevante Grundrechte sowie der neuen Staatszielbestimmung des Artikels 20 a GG, des Rechtsstaatsprinzips und des Demokratiegebots. Vergleichsgegenstand ist dabei regelmäßig das Ordnungsrecht, während ökonomische Instrumente nicht behandelt werden. Dies beruht in erster Linie darauf, daß ein Teil der verfassungsrechtlichen und verfassungspolitischen Bedenken auch ökonomische Instrumente betrifft, ferner darauf, daß diese noch wenig etabliert sind. Einheitliche Überzeugungen haben sich bisher noch nicht gebildet.

Die Frage ist zunächst, ob es einen verfassungsrechtlichen oder wenigstens verfassungspolitischen Grundsatz gibt, wonach der Staat Umweltprobleme in

erster Linie mit ordnungsrechtlichen Instrumenten zu bewältigen suchen muß. Ein Vorrang ordnungsrechtlicher Instrumente ist sicherlich zu bejahen, wenn im Hinblick auf ernste irreversible Schäden an hochrangigen Rechtsgütern des einzelnen eine Umweltgefahr alsbald behoben werden muß. Insoweit gebietet die staatliche Schutzpflicht (BVerfGE 49, 89, 142; 77, 170, 214; 79, 175, 202; 88, 203, 254) eine gesetzliche Lösung, die ein hohes Maß an Wahrscheinlichkeit der Erreichung des Schutzziels gewährleistet (SCHMIDT-PREUß, 1997b, S. 172; TRUTE, 1996, S. 955; OEBBECKE, 1986, S. 796 f.). Gesetzgebungspflichten können sich auch aus entsprechenden Regelungen in den einzelnen Umweltgesetzen ergeben. In dieser Hinsicht ist insbesondere die Selbstverpflichtung der deutschen Wirtschaft zum Klimaschutz problematisch, da ein (begrenzter) ausdrücklicher gesetzlicher Auftrag – und nicht nur eine Ermächtigung – zum Erlaß einer ordnungsrechtlichen Regelung besteht (Wärmenutzungsverordnung, § 5 Abs. 1 Nr. 4 BImSchG; vgl. BT-Drs. 13/4411). Darüber hinaus, d. h. im Bereich der Vorsorge- und Nachhaltigkeitspolitik, ist die Instrumentenwahl aber nicht grundsätzlich in der einen oder anderen Richtung vorgeprägt. Der Umweltschutz ist hinsichtlich seiner instrumentellen Ausgestaltung im Gegensatz zur Zielsetzung mit der hierauf bezogenen staatlichen Letztverantwortung keine wesensmäßig staatliche Aufgabe. Vielmehr richtet sich die Instrumentenwahl nach politischem Ermessen (Zweckmäßigkeitsgesichtspunkten) unter der rechtlichen Kontrolle durch das Rechtsstaatsprinzip, das aus ihm und den Grundrechten abgeleitete Übermaßverbot und durch den Gleichheitssatz. Daran ändert auch Artikel 20a GG nichts (vgl. KAHL, 1995, S. 1334 ff.).

305. Gegen Selbstverpflichtungen unter staatlicher Beteiligung gibt es allerdings erhebliche rechtsstaatliche Vorbehalte. Das Odium des Rechtsstaatswidrigen beruht vor allem darauf, daß über Hoheitsrechte im Verhandlungswege disponiert, künftiges Recht als Tauschobjekt behandelt, potentiell das Regelungsniveau abgesenkt und Drittinteressen beeinträchtigt werden (SCHULTE, 1995, S. 124 ff.; SPANNOWSKY, 1994, S. 130 ff., 155; DEMPFLE, 1994, S. 112 ff.; BOHNE, 1981, S. 164 ff.). Solange das zur Normsetzung befugte Organ sich hinsichtlich des Normerlasses nicht bindet, sondern durch Mitwirkung an Selbstregulierung nur Bedingungen schafft, unter denen sein Eingreifen gegenwärtig nicht erforderlich wird, dürften diese Bedenken weitgehend überwindbar sein. Was insoweit bleibt, ist die Frage, ob eine ausreichende rechtliche Rahmenregelung besteht, um den aus dem Demokratieprinzip und den Grundrechten ableitbaren Gesetzesvorbehalt zu erfüllen (vgl. BVerfGE 49, 89, 126 f.; 61, 260, 275; 77, 170, 230 f.; BVerwGE 82, 246, 254 ff.; DEMPFLE, 1994, S. 119 ff.). Würde der Staat die Rahmenbedingungen für das Funktionieren von Selbstverpflichtungen durch staatliche Regelungen setzen, so könnte man Ordnungsrecht und Selbstverpflichtung grundsätzlich als gleichwertige und gleichlegitime Instrumente zur Verfolgung umweltpolitischer Ziele ansehen. Ohne eine solche Rahmensetzung ist der Rekurs auf das Instrument der Selbstverpflichtung aber problematisch, es sei denn, man könnte die bloße Beteiligung des Staates an der Zielsetzung als ausreichend ansehen. Der demokratische Parlamentsvorbehalt kann nur ins Spiel kommen, soweit die Bundesregierung an Selbstverpflichtungen mitwirkt, deren Gegenstand außerhalb des Anwendungsbereiches von Verordnungsermächtigungen liegt (MÜGGENBORG, 1990, S. 917). Zu denken ist hier insbesondere an die Selbstverpflichtung der deutschen Wirtschaft zum Klimaschutz, die in weiten Teilen nicht von einer Verordnungsermächtigung gedeckt ist, aber im Hinblick auf die Tragweite der Zielsetzung, ihre Breitenwirkung und wirtschaftlichen Folgen von wesentlicher politischer Bedeutung ist. Im übrigen ist umstritten, ob sich aus der potentiellen Beeinträchtigung von Grundrechten durch Selbstverpflichtungen die Notwendigkeit einer gesetzlichen Ermächtigung ergibt. Hinsichtlich der Grundrechte der an der Selbstverpflichtung Beteiligten wird die Annahme eines wirksamen Grundrechtsverzichtes, der staatliches Handeln und damit die Mitwirkung am Zustandekommen einer Selbstverpflichtung auch ohne eine gesetzliche Ermächtigung ermöglicht, vielfach mit dem Hinweis auf das Drohpotential des Staates und dem daraus folgenden Mangel an wirklicher Freiwilligkeit geleugnet (RENNINGS et al., 1996, S. 140; SCHULTE, 1995, S. 101 ff.; MURSWIEK, 1988, S. 988). Dem ist jedoch entgegenzuhalten, daß die Eingehung einer Selbstverpflichtung regelmäßig auf einer Abwägung ihrer Vor- und Nachteile im Vergleich zu einer möglichen alternativen staatlichen Regelung seitens der Wirtschaft beruht (DEMPFLE, 1994, S. 105 ff.; BAUDENBACHER, 1988, S. 697; RENGELING, 1988, S. 86 f.; OEBBECKE, 1986, S. 798 f.). Zutreffend in diesem Sinne hat TRUTE (1996, S. 958) darauf hingewiesen, es dürfte sich oft um „machtvolle Akteure mit erheblichen Eigeninteressen an Regulierungsvermeidung handeln, die ihre Selbstregulierung nicht durchgängig als durch staatlichen Zwang determiniert erscheinen läßt". Die Denkvorstellung bloßer formaler Freiwilligkeit widerspricht dem Modell der Kooperation zwischen Staat und Wirtschaft, die dem Instrument der Selbstverpflichtung zugrundeliegt.

306. Eigentlich problematisch ist die faktische Beeinträchtigung der Interessen unbeteiligter Dritter durch Selbstverpflichtungen, die jedenfalls bei erheblicher Intensität und Spezifizität, zum Beispiel bei Einstellung der Verarbeitung bestimmter, von Dritten gelieferter Vormaterialien in Zubereitungen oder Erzeugnissen, einen faktischen Grundrechtseingriff (Art. 12, 14 GG) darstellen (SCHULTE, 1995, S. 124 ff.; DEMPFLE, 1994, S. 112 ff.; ROTH, 1991, S. 224 ff.; BOHNE, 1984, S. 367). Es spricht jedoch vieles dafür, insoweit die bestehenden gesetzlichen Ermächtigungen zu ordnungsrechtlichen Verboten und Beschränkungen (z. B. nach § 17 ChemG) als ausreichende Grundlagen auch für die staatliche Mitwirkung an Selbstverpflichtungen anzusehen (BROHM, 1992, S. 1033; BOHNE, 1984, S. 367; anderer Meinung OEBBECKE, 1986, S. 798 f.).

307. Inhaltlich müssen Selbstverpflichtungen geeignet sein, das Umweltschutzziel insgesamt zu erreichen, und sie müssen den Anforderungen des

Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit entsprechen (vgl. BVerfGE 30, 292, 316; LANGE, 1991, S. 23). Dabei besteht jedoch ein erheblicher politischer Verhaltensspielraum. Nur wenn eine Selbstverpflichtung offensichtlich für spezifisch betroffene Dritte unverhältnismäßig ist, kommen die verfassungsrechtlichen Schranken für eine staatliche Mitwirkung ins Spiel. Für einen ergänzenden Schutz von Drittinteressen sorgt in ausreichendem Maße das Wettbewerbsrecht (s. Abschn. 2.2.2.3). Im übrigen bleibt die staatliche Letztverantwortung bestehen. Der Staat muß den Grad der Zielerreichung und die Auswirkungen auf Dritte ständig überprüfen und notfalls regulierend eingreifen. Der Realisierung dieses Wächteramtes des Staates dienen vor allem die in Selbstverpflichtungen vorgesehenen Berichts- und Monitoringpflichten.

308. Es stellt sich ferner die Frage, ob sich aus dem Vorbehalt des Gesetzes, dem Demokratie- und dem Rechtsstaatsprinzip sowie der bundesstaatlichen Kompetenzverteilung Anforderungen an die Ausgestaltung des Verfahrens, z. B. an die Öffentlichkeit und die Beteiligung Dritter sowie die Mitwirkung der Länder, ergeben. Indem der Staat sich aktiv durch Verhandlungen und „Anerkennung" an verordnungsvertretenden Selbstverpflichtungen beteiligt, stellt er nicht lediglich fest, daß sich ein bestimmtes Umweltproblem durch anderweitige Regelung erledigt hat, vielmehr wirkt er aktiv an der Gestaltung von Politik mit. Für die Vorbereitung von Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften schreibt die Rechtsordnung gewisse Verfahrensregeln vor, wie z. B. in zahlreichen Umweltgesetzen eine Anhörung der beteiligten Kreise beziehungsweise der anerkannten Naturschutzverbände und allgemein die Mitwirkung des Bundesrates, die bei Selbstverpflichtungen nicht eingehalten werden. Zum Teil will man die bestehenden legitimationsstiftenden Partizipationsregeln analog auch auf Verhandlungen über Selbstverpflichtungen anwenden (BURMEISTER, 1993, S. 230 ff.; KUNIG und RUBLACK, 1990, S. 6 ff.; BOHNE, 1984, S. 350 ff.; grundsätzlich in diesem Sinne auch TROGE, 1997, S. 149; HOFFMANN-RIEM, 1996, S. 5; CLAUSEN et al., 1995, S. 23). Auch von einigen Umweltverbänden wird gefordert, der Öffentlichkeit die Möglichkeit zu geben, zu einem fortgeschrittenen Entwurf von Selbstverpflichtungen Stellung zu nehmen. Allerdings ginge durch einfache Übertragung von Partizipationserfordernissen, die für das förmliche Verfahren entwickelt worden sind, der Vorteil informaler Konsense weitgehend verloren (BROHM, 1992, S. 1030 f.). Die Aushandlungsprozesse bei Selbstverpflichtungen sind von anderer Qualität als Aushandlungsprozesse bei Entscheidungen über administrative oder ökonomische Regulierung. Auch im stark konsensorientierten politisch-administrativen System der Niederlande, wo bei Verhandlungen über Umweltvereinbarungen regelmäßig eine Beteiligung von Umweltorganisationen zugelassen ist, zeigt die Praxis, daß in der Schlußphase oft auf deren Mitwirkung verzichtet wird, um eine Einigung zu erreichen. Eine den Aushandlungsprozeß begleitende Partizipation erscheint daher problematisch, wohl aber bestünde die Möglichkeit, der Öffentlichkeit, insbesondere den Umweltverbänden, Gelegenheit zur Stellungnahme zu einem fortgeschrittenen Entwurf einer Selbstverpflichtung zu geben.

Eine derartige Öffentlichkeitsbeteiligung ist geeignet, Schwächen von Selbstverpflichtungen aufzudecken und damit – auch schon im Vorfeld – deren Qualität zu verbessern; sie hat darüber hinaus akzeptanzfördernde Wirkungen. Eine Störung des Verhandlungsprozesses ist nicht zu erwarten, selbst wenn negative Stellungnahmen der Öffentlichkeit die Bundesregierung zu Neuverhandlungen veranlassen sollten. Soweit ausnahmsweise eine Selbstverpflichtung als Folge der Öffentlichkeitsbeteiligung letztlich scheitern sollte, liegt die Folgerung nahe, daß diese Selbstverpflichtung einer Bewertung nach den vom Umweltrat befürworteten Kriterien nicht standhält. Über die Möglichkeit von Stellungnahmen zu einem fortgeschrittenen Entwurf hinaus könnten weitergehende Formen der Partizipation im Einzelfall erprobt werden.

309. Ob die institutionelle Berücksichtigung föderaler Interessen im Verfahren der Erlasse von Rechtsverordnungen und Verwaltungsvorschriften eine Beteiligung des Bundesrates bei den Verhandlungen über Selbstverpflichtungen gebietet, ist umstritten. Durch Selbstverpflichtungen wird die Mitwirkung des Bundesrates an der Gesetzgebung und dem Erlaß von Verordnungen nicht gesperrt. Jedenfalls soweit das Zustimmungserfordernis seitens des Bundesrates durch Vollzugsaufgaben der Länder legitimiert ist (Art. 80 Abs. 2, Art. 84 Abs. 2 GG), erscheint auch aus diesem Grund eine Beteiligung des Bundesrates an Selbstverpflichtungen nicht zwingend erforderlich (SCHMIDT-PREUß, 1997b, S. 218; BROHM, 1992, S. 1030; RENGELING, 1988, S. 192; BOHNE, 1984, S. 364; anderer Meinung DEMPFLE, 1994, S. 133 f.). Abweichendes gilt, wenn die Selbstverpflichtung in den Vollzugsbereich hineinreicht. Eine Beteiligung des Bundestages ist nach Auffassung des Umweltrates nur ins Auge zu fassen, wenn die Bundesregierung außerhalb des Anwendungsbereiches von Verordnungsermächtigungen oder im Rahmen von Verordnungsermächtigungen, die ein Widerspruchsrecht des Bundestages vorsehen, handelt, da nur in diesem Fall die Gesetzgebungskompetenz des Bundestages berührt ist; im übrigen wird eine exekutivische Gestaltungsprärogative der Bundesregierung aktualisiert.

Insgesamt ist festzustellen, daß sich zwar manche verfassungsrechtliche und verfassungspolitische Einwände gegen Selbstverpflichtungen nicht erhärten lassen; andererseits sind die verfassungsrechtliche Zulässigkeit und die verfassungsrechtlichen Grenzen dieses Instruments der Umweltpolitik alles andere als abgesichert.

2.2.2.4.2 Europarechtliche Fragestellungen

310. Aus der Sicht des europäischen Gemeinschaftsrechts stellt sich gegenwärtig in erster Linie die Frage, inwieweit es den Mitgliedstaaten gestattet ist, umweltbezogene Richtlinien der EG mittels Umweltvereinbarungen oder Selbstverpflichtungen umzusetzen. Nach der ständigen Rechtsprechung des

Europäischen Gerichtshofs gilt grundsätzlich das Gebot der normativen Umsetzung. Dieser Grundsatz ist jedoch auf Richtlinien beschränkt, die Rechte und Pflichten des Einzelnen begründen (vgl. GA Jacobs in EuGH, Slg. 1991 I, 4983, 5004 – Kommission ./. Deutschland (Oberflächenwasser); PERNICE, 1994, S. 338). In anderen Fällen, insbesondere bei Richtlinien, die lediglich Zielnormen enthalten oder die Mitgliedstaaten zur Aufstellung von Programmen verpflichten, ist eine Umsetzung durch Vereinbarungen oder Selbstverpflichtungen nicht ausgeschlossen. Es kommt darauf an, ob die Richtlinie der Harmonisierung rechtlicher Regelungen dient oder aber nur zu Verwaltungsaktivitäten verpflichtet oder auf die Erreichung eines tatsächlichen Umweltzustands abzielt. So hat der Europäische Gerichtshof eine Umsetzung der (nicht mehr in Kraft befindlichen) Richtlinie über Getränkeverpackungen (RL 85/339/EWG), die die Mitgliedstaaten zur Aufstellung von Vermeidungs- und Verwertungsprogrammen verpflichtet, durch ein französisches Branchenprogramm (contrat de branche) grundsätzlich gebilligt (EuGH, Slg. 1994 I, 4949, 4967 – Kommission ./. Frankreich; weitergehend DEMPFLE, 1994, S. 136 f.; OEBBECKE, 1986, S. 797; a.M. BOHNE, 1984, S. 362). Darüber hinaus können Richtlinien eine Umsetzung durch Vereinbarung oder Selbstverpflichtung ausdrücklich zulassen, wie dies zum Beispiel bei der Richtlinie über Verpackungsabfälle (RL 94/63/EG, Art. 6 Abs. 1, 4) und der Richtlinie über die Vermeidung von CO_2-Emissionen durch Energieeffizienz (RL 93/76/EG, Art. 1) der Fall ist.

Die Kommission steht allerdings auf dem Standpunkt, daß in allen Fällen bindende Vereinbarungen erforderlich sind, die möglichst auch Sanktionen enthalten sollten, und daß – etwa nach dem Modell der „flankierenden" Verordnung des neueren deutschen Abfallrechts – eine normative Umsetzung in Form einer Rahmenregelung erfolgen muß (Empfehlung 96/733/EG, ABl. 1996 Nr. L 33/59; Mitteilung KOM (96) 561 Ziff. 31, 32, 35). Bindend sind die entsprechenden Leitlinien der Kommission jedoch nicht, so daß Abweichungen der Mitgliedstaaten nicht ausgeschlossen sind. Richtigerweise wird man zwischen Zielnormen, für deren Erfüllung bestimmte Rechtsformen nicht vorgeschrieben werden können, und Pflichten zur Aufstellung von Programmen zu unterscheiden haben; in letzterem Fall könnten, wie sich aus der genannten Entscheidung des Europäischen Gerichtshofs ergibt, Selbstverpflichtungen in der Tat problematisch sein.

311. Außerdem wirft die zunehmende Attraktivität von Umweltvereinbarungen und Selbstverpflichtungen die Frage auf, ob die Europäische Kommission sich selbst dieses Instruments bedienen kann. In der Vergangenheit hat die Kommission durch Empfehlungen auf Selbstverpflichtungen auf europäischer Ebene zur Einstellung der Verwendung von FCKW und Halonen und zur Kennzeichnung von Wasch- und Reinigungsmitteln hingewirkt (Empfehlungen 89/349, 90/438 und 89/542/EWG). Sie steht aber auf dem Standpunkt, daß sie über die „Anerkennung" von Selbstverpflichtungen hinaus keine Befugnisse habe, verbindliche Umweltvereinbarungen abzuschließen (KOM (96) 561 Ziff. 41). Zur Wahrung des „institutionellen Rahmens" will sie sich zudem auf Ziele beschränken, die von den Organen der Gemeinschaft bereits angenommen worden sind, wobei sie als Anwendungsfelder etwa an CO_2-Emissionen aus Pkw, SO_2- und NO_x-Emissionen aus Kraftwerken und Energieverluste durch Geräte außerhalb des Betriebs denkt. Diese zurückhaltende Position verdeutlicht die rechtlichen Probleme, die sich hinsichtlich der Verbandskompetenz der Gemeinschaft – Befugnis zum Abschluß normersetzender Verträge nach Art. 100 a, 130 r, 189 EGV –, des Prinzips der begrenzten Einzelermächtigung nach Art. 3 b Abs. 1, 189 EGV und der Organkompetenz der Kommission im Verhältnis zum Rat nach Art. 145, 195 EGV stellten (vgl. KNEBEL, 1997; POMMERENKE, 1996; vgl. EuGH, Rs. C-58/94, Slg. 1996 – I, 2169, 2197 f. – Niederlande ./. Rat). Dieses Problem könnte möglicherweise – in Anlehnung an die „Neue Konzeption" bei der Produktharmonisierung (vgl. di FABIO, 1996b, S. 88 ff.; SRU, 1996 a, Tz. 910 ff.; RÖNCK, 1995, S. 192 ff.) – durch Vorgabe eines Gemeinschaftsrahmens für den Abschluß von Umweltvereinbarungen entschärft werden.

2.2.2.5 Kriterien für die Akzeptabilität von Selbstverpflichtungen

312. Trotz gewichtiger umweltpolitischer und verfassungsrechtlicher Bedenken ist zu erwarten, daß Selbstverpflichtungen auch in Zukunft in der Umweltpolitik eine erhebliche Rolle spielen werden. Es reicht deshalb nicht aus, ihre Zweckmäßigkeit insbesondere im Hinblick auf ökologische Treffsicherheit, ökonomische Effizienz und Innovationsoffenheit und ihre rechtliche Zulässigkeit im Hinblick insbesondere auf das Rechtsstaats- und Demokratieprinzip in Frage zu stellen. Vielmehr entspricht es einer pragmatischen Betrachtungsweise, Kriterien für die Akzeptabilität von Selbstverpflichtungen zu entwickeln, die die Anforderungen insbesondere an die Umweltwirksamkeit und Legitimation von Selbstverpflichtungen spezifizieren.

Dabei geht es zum einen um die Frage, welche Probleme sich am ehesten für eine Regelung mittels Selbstverpflichtung eignen und welche Strukturbedingungen im betreffenden Wirtschaftszweig vorliegen müssen, um eine positive Prognose über die Wirksamkeit einer Selbstverpflichtung machen zu können. Aus den bisherigen Erfahrungen läßt sich ableiten, daß der produktbezogene Umweltschutz die besten Voraussetzungen für die Wirksamkeit von Selbstverpflichtungen bietet, während bei emissionsbezogenen Selbstverpflichtungen noch unzureichende Erfahrungen bestehen. Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft erscheinen zwar wegen der Notwendigkeit der Errichtung einer komplexen Organisation für die Rücknahme und Verwertung von Abfällen attraktiv, sind aber mit schwerwiegenden wettbewerbspolitischen Problemen konfrontiert. Daneben scheint die Struktur des betreffenden Industriezweiges den Erfolg von Selbstverpflichtungen zu beeinflussen. Aus empirischen Untersuchungen ergibt sich, daß eine proaktive Einstellung der Branche, eine geringe Zahl der (zumindest mittelbar) betroffe-

nen Unternehmen, ein hoher Organisationsgrad, eine hohe Homogenität des Wirtschaftszweiges mit begrenztem Wettbewerb und eine begrenzte Reichweite des zu lösenden Umweltproblems wichtige Voraussetzungen für den Erfolg von Selbstverpflichtungen darstellen (COWI, 1997; EUA, 1997a, S. 86; LAUTENBACH et al., 1992). Andererseits hat es in der Vergangenheit auch Selbstverpflichtungen mit einer Vielzahl von Akteuren gegeben, die gut funktioniert haben (so z. B. überwiegend im Bereich der Lackindustrie).

313. Neben diesen, auf die Problemstruktur und die Struktur des Wirtschaftszweigs bezogenen Kriterien werden in der Diskussion vor allem Kriterien für die Akzeptabilität von Selbstverpflichtungen angesprochen, die die inhaltliche Ausgestaltung der Verpflichtungen betreffen. Die Europäische Kommission hat in ihrer Mitteilung über Umweltvereinbarungen (KOM (96) 561) die wichtigsten Gesichtspunkte zusammengestellt. Genannt werden insbesondere

- quantifizierte Zielvorgaben,
- Zwischenziele (können indikativ sein),
- Monitoring,
- periodische Berichte,
- rechtliche Verbindlichkeit und Sanktionen bei Nichterfüllung sowie
- Partizipation und Transparenz gegenüber der Öffentlichkeit.

314. Quantifizierte Ziele sind grundsätzlich notwendig und sinnvoll, um die Zielerreichung zu überprüfen. Sie sollten auf verläßlichen Referenzdaten (Basisemissionen usw.) beruhen. Ein funktionales Äquivalent stellen Verpflichtungen dar, die Produktion eines Erzeugnisses oder die Verwendung eines bestimmten Einsatzstoffes für ein Erzeugnis innerhalb eines bestimmten Zeitraums einzustellen. Nicht in allen Fällen ist es jedoch möglich, quantifizierte Ziele aufzustellen. Selbstverpflichtungen komplexerer Art enthalten eine Vielzahl von Regelungen, die sich einer Quantifizierung entziehen. Auch dürfte es bei noch nicht absehbarem Innovationsprozeß hinsichtlich von Produktsubstituten schwer sein, anstelle bloßer Bemühenspflichten quantifizierte Erfolgspflichten zu vereinbaren. Bei quantifizierten Pflichten kann es sich um absolute oder relative Ziele (z. B. spezifische Emissionen, d. h. Emissionen pro Produkteinheit) handeln. Wie die Selbstverpflichtung im Bereich der CO_2-Reduzierung zeigt, sind absolute Emissionsreduzierungsziele nicht immer durchsetzbar. Sofern die Wirtschaft sich nur zu relativen Zielen verpflichtet, sollte eine gute Selbstverpflichtung auch Szenarien über das Wachstum des Industriezweiges enthalten und hierauf Schätzungen der absoluten Emissionsreduzierungen stützen.

315. Zwischenziele, die in gleicher Weise „verbindlich" sind wie Hauptziele, sind problematischer als die Hauptziele. Hierdurch wird nämlich die Flexibilität der betroffenen Unternehmen auf der Zeitachse hinsichtlich der Anpassungsinvestitionen beeinträchtigt. Zwischenziele haben jedoch eine wichtige Funktion als Auslöser für eine Überprüfung der Erfolgsaussichten der Selbstverpflichtung und gegebenenfalls für eine neue Verhandlung. Um notwendige Anpassungsmaßnahmen zu fördern, sollten Selbstverpflichtungen auch eine Revisionsklausel enthalten.

316. Es ist allgemein anerkannt, daß Monitoring- und Berichtspflichten ein notwendiges Element einer guten Selbstverpflichtung darstellen. Obwohl man im Hinblick auf die Erfahrungen der Vergangenheit davon ausgehen kann, daß zwischen Staat und Wirtschaft ein Grundvertrauen besteht, sind ausreichende Monitoring- und Berichtsmechanismen eine Voraussetzung für die Überprüfung der Zielerreichung und für die Akzeptanz von Selbstverpflichtungen. Bei einfachen Selbstverpflichtungen reichen Berichtspflichten aus, bei komplexeren Typen sollte man dagegen, wie auch neuere Beispiele zeigen, anspruchsvolle Monitoring-Systeme bevorzugen, die durch einen Verifizierungsmechanismus (unabhängiger Gutachter, Wirtschaftsforschungsinstitut) begleitet werden.

317. Andere Faktoren für eine mögliche Verbesserung der Umweltwirksamkeit von Selbstverpflichtungen sind die Wahl der Rechtsform des Vertrages und/oder Sanktionen im Fall der Nichterfüllung. Insbesondere die Europäische Kommission sowie die Umweltverbände und einzelne politische Parteien favorisieren entsprechend dem niederländischen Modell der Umweltvereinbarung rechtlich bindende Vereinbarungen mit Sanktionen in Form von Vertragsstrafen (KOM (96) 561; ferner WiB 11/97; RENNINGS et al., 1996, S. 144, 178, 180, 218; FÜHR, 1995, S. 143; GOERGENS und TROGE, 1981). Die Bindungswirkung einer Umweltvereinbarung hat letztlich aber nur Bedeutung, wenn als Vertragspartner nicht nur Wirtschaftsverbände auftreten, sondern auch deren Mitglieder kraft Vertretung oder Beitritts verpflichtet werden. Das ist nur bei einer kleinen Zahl von Unternehmen praktikabel und führt zu einem erheblichen Verhandlungsaufwand. Im deutschen Recht bestehen überdies erhebliche rechtliche Probleme. Als einseitig den vertragschließenden Verband und gegebenenfalls dessen Mitglieder verpflichtender öffentlich-rechtlicher Vertrag wäre eine Umweltvereinbarung grundsätzlich zulässig. Jedoch erscheint es unrealistisch, von der Wirtschaft derartige Bindungen zu erwarten, wenn der Staat sich nicht seinerseits ebenfalls verpflichtet, zumindest für einen bestimmten Zeitraum von einer ordnungsrechtlichen oder ökonomischen Regulierung abzusehen. Gegenseitige Umweltvereinbarungen, die den Staat zum Verzicht auf eine gesetzliche Regelung verpflichten, sind jedoch bislang überwiegend für unzulässig gehalten worden. Zwar ist im Schrifttum zunehmend die Meinung im Vordringen, die die Zulässigkeit sogenannter unechter Normsetzungsverträge (die den Staat zur Unterlassung von Normsetzung verpflichten) bejaht, weil es nicht um inhaltliche Festlegungen, sondern um die Normsetzungsinitiative gehe, die im Ermessen des Staates liege (KLOEPFER und ELSNER, 1996, S. 969; SCHERER, 1991, S. 4 f.; BOHNE, 1984, S. 362). Demgegenüber geht die herrschende Meinung davon aus, daß auch bei Anerkennung der Kündigungsmöglichkeit nach § 60 VwVfG ein vertraglicher Verzicht auf den staatlichen Gestal-

tungsauftrag unzulässig oder jedenfalls nicht erzwingbar sei und nach dem System der Normenhierarchie der Vorrang des Gesetzes vor dem Vertrag nicht ausgeschaltet werden könne (SCHMIDT-PREUß, 1997b, S. 218; SPANNOWSKY, 1994, S. 149; DEMPFLE, 1994, S. 49; GELLERMANN und MIDDEKE, 1991, S. 464; OEBBECKE, 1986, S. 795; BECKER, 1985, S. 1010; für Zulässigkeit, aber gegen Erzwingbarkeit di FABIO, 1990, S. 464; MEYER-BORGS, 1982, § 54 Rdnr. 58). Die Rechtsprechung, die sich bisher ausschließlich mit der – wegen ihres exekutivischen Charakters zum Teil anders gelagerten – Normsetzung durch Bauleitplanung befaßt hat, behandelt vertragliche Vereinbarungen über Normsetzung und Verzicht auf Normsetzung gleich und gelangt ebenfalls zu deren Unzulässigkeit (BVerwG, DÖV 1981, 878, 879; VGH Kassel, NVwZ 1985, 839, 840). Die Argumente der herrrschenden Meinung besitzen erhebliches Gewicht. Sie schließen es aus, daß man sozusagen von heute auf morgen vom Modell der Selbstverpflichtung auf das der bindenden Umweltvereinbarung umsteuern könnte. Auch soweit in den Bundesländern im Einzelfall Umweltvereinbarungen anstelle von Selbstverpflichtungen abgeschlossen werden, gibt es keine Anhaltspunkte dafür, daß die Parteien ihnen rechtliche Erzwingbarkeit verleihen wollten.

318. Die Bedenken gegen die „Weichheit" von Selbstverpflichtungen beruhen nicht allein darauf, daß ihnen keine rechtliche Verbindlichkeit zukommt, sondern auch darauf, daß sie überwiegend von Branchenverbänden, nicht von einzelnen Unternehmen ausgehen. Durch das dadurch ermöglichte „Trittbrettfahrerverhalten" wird das Risiko der Unverbindlichkeit von Selbstverpflichtungen noch erheblich gesteigert. Im Hinblick auf die fehlende Sanktionsgewalt des Verbandes über seine Mitglieder bestehen Zweifel, ob eine angemessene Befolgung der Selbstverpflichtung sichergestellt werden kann. Andererseits werden Selbstverpflichtungen vom Verband nur abgegeben, wenn und soweit die Mitglieder oder jedenfalls die Mitgliederversammlung dem zustimmt. Im Hinblick auf das Eigeninteresse der Wirtschaft am Erfolg einer Selbstverpflichtung dürfte der soziale Druck, den der Verband auf die Mitglieder ausüben kann, in vielen Fällen ausreichen, um einen Erfolg der Selbstverpflichtung sicherzustellen (s. Tz. 284). Wenn man sich darauf nicht verlassen will, so fragt sich, inwieweit der Staat auf die Nichterfüllung von Selbstverpflichtungen mit Sanktionen reagieren kann. Theoretisch bleibt es immer möglich, daß der Staat bei Erfolglosigkeit einer Selbstverpflichtung zum normalen ordnungsrechtlichen Instrumentarium zurückkehrt. Die Frage ist jedoch, ob der Zeitverlust durch Warten auf den Erfolg der Selbstverpflichtung durch schärfere Regelungen ausgeglichen werden kann. Gegenüber Unternehmen, die sich an die Selbstverpflichtung gehalten haben, dürfte dies eine unverhältnismäßige Maßnahme sein. Immerhin erscheint ein differenziertes Vorgehen, das loyales Verhalten belohnt, nicht ausgeschlossen, z. B. durch eine ordnungsrechtliche oder Abgabenregelung mit einer Option für eine vertragliche Verbundlösung nach dem Muster der Verpackungsverordnung (a.M. CLAUSEN et al., 1995, S. 10). Insgesamt dürfte es jedoch schwierig sein, in Selbstverpflichtungen Sanktionen einzubauen, die rechtsstaatlichen Anforderungen entsprechen. Diese evidenten Nachteile von Selbstverpflichtungen sind allerdings in Relation zum üblichen Vollzugsdefizit im Ordnungsrecht und möglichem illegalem Verhalten bei ökonomischen Instrumenten zu sehen.

Der Kommissionsentwurf eines Umweltgesetzbuchs schlägt nunmehr eine Ermächtigung zum Abschluß bindender normersetzender Umweltschutzverträge nach dem Muster des Tarifvertrages vor. Nach den Vorstellungen der Kommission sollen nicht nur der Verband, sondern auch dessen Mitglieder gebunden sein, und die vertragliche Regelung soll durch Rechtsverordnung auch auf Nichtmitglieder erstreckt werden können (§§ 36, 37 UGB-KommEntw. 1997). Von einer derartigen Regelung ist abzuraten. Ausländische Erfahrungen belegen, daß die Verrechtlichung von Selbstverpflichtungen ihrer Akzeptanz als Instrument der Umweltpolitik eher abträglich ist; dies gilt insbesondere für die Erstreckung auf Nichtmitglieder. In einer Zeit, in der das Modell des Flächentarifvertrages zunehmend an Funktionsfähigkeit und Überzeugungskraft verliert, erscheinen simple Anleihen bei diesem Modell nicht zielführend. Gegen eine Ermächtigung, Umweltvereinbarungen mit Bindung für die vertragschließenden Parteien abzuschließen, gelten diese Einwände allerdings nur in eingeschränktem Umfang. Eine derartige Ermächtigung erscheint jedenfalls sinnvoll, um den gemeinschaftsrechtlichen Anforderungen zu entsprechen.

319. Die Frage, ob Partizipation der Öffentlichkeit, insbesondere von wirtschaftlich betroffenen Dritten, Verbraucher- und Umweltorganisationen, am Verhandlungsprozeß angestrebt werden sollte, ist bisher stark umstritten, und es gibt in der Tat gewichtige Argumente in der einen oder anderen Richtung (vgl. Tz. 308). Die Europäische Kommission befürwortet entsprechend dem niederländischen Modell einen Ausbau der Partizipation, ohne sich freilich zu deren Formen (bloße Stellungnahme zu einem fortgeschrittenen Entwurf, Teilnahme an den Verhandlungen, Erfordernis eines Konsenses) präzise zu äußern (KOM (96) 561). Der Umweltrat tritt trotz der Bedenken gegen eine „Reformalisierung des Informellen" dafür ein, das Potential sinnvoller Partizipationslösungen auszuschöpfen. Gegen eine Partizipation hinsichtlich eines fortgeschrittenen Entwurfs einer Selbstverpflichtung lassen sich begründete Einwände kaum geltend machen (Tz. 308). Dies bedeutet freilich nicht, daß eine Verrechtlichung der Partizipation erfolgen müßte. Ausreichend wäre eine Selbstbindung der Bundesregierung. Weitergehende Formen der Partizipation könnten im Einzelfall erprobt werden. Darüber hinaus sollte ein angemessenes Maß an nachträglicher Partizipation hinsichtlich des Erfolgs von Selbstverpflichtungen gewährleistet sein.

320. Es ist allgemein anerkannt, daß Transparenz ein unerläßliches Kriterium jedenfalls für die Akzeptanz von Selbstverpflichtungen ist (KOM (96) 561; TROGE, 1997, S. 149 f.). Zum Teil wird sogar ein verbindliches Transparenzerfordernis für Selbstverpflichtungen aus dem Demokratiegebot abgeleitet (BROHM, 1992, S. 1031). Die Texte der wichtigeren

neueren Selbstverpflichtungen sind grundsätzlich öffentlich zugänglich, und es gibt zum Teil auch umfangreiche Presseberichte über sie. Sie werden aber ganz überwiegend nicht veröffentlicht. In vielen Fällen ist es sogar schwierig festzustellen, welcher Branchenverband überhaupt an einer Selbstverpflichtung beteiligt ist. In bezug auf die Ergebnisse, das heißt die Zielerreichung, ist die Transparenz noch weitaus geringer entwickelt. Erst in jüngeren Selbstverpflichtungen ist vorgesehen, daß die Ergebnisse des Monitorings auch der Öffentlichkeit zugänglich gemacht werden. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, daß Zugang zu den Ergebnissen eines Monitorings wohl nicht aufgrund des Umweltinformationsgesetzes erreicht werden kann, da dieses Gesetz vom Zugangsrecht solche Informationen ausschließt, die ein Unternehmen der Behörde freiwillig gegeben hat (§ 7 Abs. 4 UIG). Der Umweltrat schlägt die Errichtung einer Clearingstelle, zum Beispiel die Arbeitsgemeinschaft für Umweltfragen oder eine Stelle im Umweltbundesamt vor, die sowohl die Texte als auch die Monitoring-Ergebnisse der Öffentlichkeit zugänglich macht. Darüber hinaus sollte die Bundesregierung gehalten sein, auf der Grundlage der Ergebnisse des Monitorings sowie der sonstigen Berichterstattung den Erfolg von Selbstverpflichtungen und gegebenenfalls Abhilfemaßnahmen periodisch zu prüfen und einer öffentlichen Anhörung zu unterwerfen, jedenfalls in Politikfeldern, in denen nach den gesetzlichen Regelungen für Verordnungen und Verwaltungsvorschriften eine Anhörung der beteiligten Kreise vorgeschrieben ist. Zwar ist davon auszugehen, daß Erfolge und Mißerfolge von Selbstverpflichtungen auch im Parlament und in der Presse diskutiert werden und die politische Letztverantwortung der Exekutive dadurch aktualisiert werden kann. Jedoch dienen Transparenz und nachträgliche Partizipation der Kompensation für den Ausfall der vorherigen Öffentlichkeits- und Verbändebeteiligung. Sie haben eine wichtige Vorfeldwirkung in Richtung auf umweltpolitisch vertretbare Selbstverpflichtungen und erhöhen die politische Aufmerksamkeit als unerläßliche Voraussetzung für öffentliche Kontrolle, aber auch Akzeptanz von Selbstverpflichtungen.

2.2.2.6 Schlußfolgerungen und Empfehlungen

321. Wegen der erheblichen ordnungspolitischen Bedenken und Bewertungsprobleme erscheint dem Umweltrat ein vorsichtiger, eher restriktiver Einsatz des Instruments Selbstverpflichtung nach wie vor geboten; Selbstverpflichtungen dürfen vor einer weiteren Klärung der Bewertungsprobleme und der Gewinnung ausreichender praktischer Erfahrungen nicht zu einem zentralen Instrument der Umweltpolitik werden. Die verfassungsrechtliche Zulässigkeit und die verfassungsrechtlichen Grenzen von Selbstverpflichtungen sind keineswegs gesichert. Selbstverpflichtungen liegen vielmehr in einer rechtlichen „Grauzone", was auch aus diesem Grund einen vorsichtigen Umgang mit diesem Instrument der Umweltpolitik nahelegt.

322. Die Vorteile von Selbstverpflichtungen liegen einmal darin, daß sie der staatlichen Umweltpolitik Zugriff auf Informationen geben, die nur bei der Wirtschaft vorhanden sind, und das Problemlösungspotential aller Akteure der Gesellschaft nutzen, um zu gemeinsamen Lösungen komplexer und langfristiger Umweltprobleme zu gelangen. Zum anderen können sie neben nur bedingt zu erwartenden Effizienzvorteilen dazu beitragen, die negativen Verteilungswirkungen von Umweltschutzmaßnahmen abzumildern, indem sie Lösungen ermöglichen, die auf die Kostensituation und den Investitionszyklus der einzelnen Unternehmen zugeschnitten sind.

323. Produktbezogene Selbstverpflichtungen kommen insbesondere in Betracht, wo weniger umweltbelastende Substitute noch nicht verfügbar sind, aber die absehbaren Innovationstrends für die Zukunft erwarten lassen, daß solche Substitute entwikkelt werden können.

324. Am problematischsten unter dem Gesichtspunkt der Wettbewerbswirkungen dürften Selbstverpflichtungen im Bereich der Abfallwirtschaft sein, die eine Pool-Lösung vorsehen oder ermöglichen. Hier ist durch Anwendung des kartellrechtlichen Instrumentariums die Vereinbarkeit mit den Anforderungen der Wettbewerbsordnung sicherzustellen. Ausnahmen für wettbewerbsbeschränkende Selbstverpflichtungen, die auf einer politischen Abwägung der Belange des Umweltschutzes und des Wettbewerbs beruhen, bedürfen einer eindeutigen politischen Legitimation.

325. In jedem Fall bedarf es vor dem Einsatz der Selbstverpflichtung als Instrument der Umweltpolitik einer sorgfältigen Evaluation, insbesondere im Hinblick auf die Wirksamkeitsvoraussetzungen und Wettbewerbswirkungen. Selbstverpflichtungen dürfen keine Mogelpackungen sein. Sie müssen soweit wie möglich quantifizierte Ziele anstreben, die durch Zugrundelegung eindeutiger und nachprüfbarer Basisgrößen (z. B. Basisjahr, Basisemissionen) überprüfbar sind; sie müssen umweltpolitisch anspruchsvoll sein und daher über die nach dem regelmäßigen Verlauf der Entwicklung erwartbaren Umweltentlastungen hinausgehen; ihr Erfolg muß durch Monitoring und Berichte transparent gemacht werden. Der Umweltrat schlägt die Errichtung einer Clearingstelle vor, die sowohl die Texte als auch die Monitoringergebnisse der Öffentlichkeit zugänglich macht.

326. Das weitgehende Fehlen von Partizipationsmöglichkeiten in der gegenwärtigen Praxis der Selbstverpflichtung sollte überwunden werden, ohne freilich eine Verrechtlichung des Instruments anzustreben. Der Öffentlichkeit, insbesondere den Umweltverbänden, sollte die Möglichkeit eingeräumt werden, zu Selbstverpflichtungen in einem fortgeschrittenen Entwurfsstadium Stellung zu nehmen. Die Bundesregierung sollte ferner gehalten sein, periodisch den Erfolg und ggf. die notwendigen Maßnahmen bei absehbarem Mißerfolg einer Selbstverpflichtung zu prüfen und einer Öffentlichkeitsbeteiligung zu unterwerfen. Hierdurch kann das Partizipationsdefizit bei Verhandlungen über Selbstverpflichtungen kompensiert, die Letztverantwortung der Bundesregierung für den Erfolg ihrer Umweltpolitik

verdeutlicht und Akzeptanz für das Instrument der Selbstverpflichtung gewonnen werden.

2.2.3 Öko-Audit-Verordnung

327. Der Umweltrat hat sich in den beiden letzten Umweltgutachten mit der Öko-Audit-Verordnung beschäftigt (SRU, 1994, Tz. 333 f., 596 f.; SRU, 1996 a, Tz. 92 f., 169 f.). Er hat in diesen Stellungnahmen betont, daß er die Öko-Audit-Verordnung grundsätzlich für ein brauchbares Instrument zur freiwilligen Verbesserung der betrieblichen Umweltleistung hält. Allerdings hat er auch betont, daß erst weitere Erfahrungen mit diesem Konzept abgewartet werden müssen. Angesichts der bislang gesammelten Erfahrungen, der anhaltenden Diskussion um eine Deregulierung und Substitution im Zusammenhang mit der Öko-Audit-Verordnung und der anstehenden Novellierung der Öko-Audit-Verordnung hält der Umweltrat eine weitere Stellungnahme für geboten.

Öko-Audit-Verordnung in Deutschland

328. In Deutschland befinden sich ca. 77 % (Stand: Januar 1998) aller in der EU registrierten Standorte. Noch im Februar 1997 stellten die in Deutschland registrierten Standorte „nur" 65 % der europaweit registrierten Standorte. Diese Zahl verdeutlicht die Bedeutung der Öko-Audit-Verordnung und das nach wie vor steigende Interesse sowohl bei den Unternehmen als auch in Politik und Verwaltung. Gut ein Drittel der registrierten Standorte hat darüber hinaus auch die Zertifizierung nach ISO 14001 erlangt.

329. Wenn auch empirische Untersuchungen über die Leistungsfähigkeit der Öko-Audit-Verordnung bislang noch ausstehen (Tz. 343 ff.), so wurden immerhin in zwei aktuellen Untersuchungen am Audit-System teilnehmende Unternehmen über ihre Erfahrungen mit dem Umwelt-Audit-System befragt. Das Forschungsinstitut für öffentliche Verwaltung bei der Hochschule für Verwaltungswissenschaften Speyer hat eine Fragebogenaktion mit den bis zum 16.08.1996 validierten 294 Unternehmensstandorten durchgeführt (WAGNER und BUDDE, 1997). Der Umweltgutachterausschuß hat ebenfalls eine Befragung der zum Jahresende 1996 validierten Unternehmensstandorte (465) unternommen. Übereinstimmend kommen die Untersuchungen zu dem Ergebnis, daß die Befürchtung, in der derzeitigen Fassung der Öko-Audit-Verordnung würden nur große Unternehmen am Öko-Audit-System teilnehmen, etwas relativiert werden muß. Nach der Untersuchung der Hochschule Speyer nahmen zwar die Unternehmen mit mehr als 1 000 Mitarbeitern mit ca. 30 % der registrierten Standorte eine Spitzenstellung ein; Standorte mit 20 bis 199 Mitarbeitern (ca. 23 %), mit 200 bis 499 Mitarbeitern (ca. 25 %) beziehungsweise mit 500 bis 1 000 Mitarbeitern (ca. 18 %) waren aber immerhin relativ gleichmäßig vertreten. Lediglich die kleinen Standorte mit bis zu 19 Mitarbeitern waren mit ca. 4 % unterrepräsentiert. Die spätere Studie des Umweltgutachterausschusses ermittelte einen Anteil von ca. 16 % der kleinen und mittleren Unternehmen (weniger als 250 Mitarbeiter). Danach läßt sich zwar ein Trend nach unten entnehmen, die Studien zeigen aber auch, daß die Teilnahme am Umwelt-Audit-System für diese Unternehmen durchaus erstrebenswert ist. Knapp die Hälfte der befragten kleinen und mittleren Unternehmen gaben nach der Untersuchung des Umweltgutachterausschusses an, daß die Teilnahme am Umwelt-Audit-System zu Kostenersparnissen geführt habe. Dies sollte als Signal für diese Unternehmen verstanden werden, die zögerliche Haltung aufzugeben und die zur Verfügung stehenden Fördermittel stärker als bisher in Anspruch zu nehmen (Blick durch die Wirtschaft, 22. Oktober 1997; WAGNER und BUDDE, 1997, S. 256).

330. In beiden Studien wurden die Unternehmen befragt, ob sich die mit der Teilnahme verbundenen Erwartungen erfüllt haben. Übereinstimmend äußerten die Unternehmen zu ca. 80 % Zufriedenheit über die Teilnahme am Umwelt-Audit-System. Besonders hervorgehoben wurden nach WAGNER und BUDDE (1997) die Anhebung der Mitarbeitermotivation, die Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes und damit verbundene Kosteneinsparungen sowie die Verbesserung der Verhandlungsposition gegenüber Banken und Versicherungen. Die Studie des Umweltgutachterausschusses kam zu ähnlichen Ergebnissen, hob aber zusätzlich die Erhöhung der Rechtssicherheit hervor. Im Gegensatz zu der Untersuchung von WAGNER und BUDDE (1997) wird allerdings eine stärkere Berücksichtigung der Auditierung bei der Vergabe von Krediten und der Ermittlung von Versicherungsprämien gefordert. Insgesamt läßt sich somit feststellen, daß sich die Teilnahme am Umwelt-Audit-System für die ganz überwiegende Zahl der Unternehmen positiv ausgewirkt hat. Dies ist um so erfreulicher, als die mit einer Teilnahme verbundenen Kosten doch erheblich sind. So entstehen durchschnittlich pro Standort Kosten in Höhe von 102 000 DM für die Etablierung eines Umwelt-Audit-Systems, weitere 15 600 DM für die Arbeit des Umweltgutachters sowie Gebühren für die Registrierung, die zwischen 450 DM und 1 800 DM liegen.

331. In der Diskussion um die Öko-Audit-Verordnung wird regelmäßig gefordert, Qualitäts-, Arbeitsschutz- und Umweltschutzmanagement sowie möglicherweise auch andere Managementsysteme zu einem integrierten Managementsystem zusammenzuführen. Ein derartiges ganzheitliches Modell (SCHMIHING et al., 1995, VI. S. 3 ff.) würde das ineffektive Nebeneinander verschiedener Managementsysteme vermeiden, ohne die Ziele der bislang bestehenden Systeme zu relativieren. Der Umweltrat empfiehlt, diesen Gedanken bei der Novellierung bestehender beziehungsweise der Entstehung künftiger Systeme zu berücksichtigen. Im gegenwärtigen Zustand besteht sonst die Gefahr, daß ein neues Managementsystem nur als ein „Anhängsel" eines etablierten Systems eingeführt wird. Es besteht Grund zur Annahme, daß das Umwelt-Audit-System vielfach nur einem existierenden Qualitätsmanagementsystem (ca. 80 % der auditierten Unternehmen haben bereits ein Qualitätsmanagement) aufgepfropft wurde; dies würde den eigenständigen Stellenwert des betrieblichen Umweltschutzes senken.

332. Während in einigen Mitgliedstaaten noch sehr kontrovers diskutiert wird, ob sich das Umwelt-Audit

auch auf das Einhalten umweltrechtlicher Vorschriften zu erstrecken hat (Compliance Audit), scheint diese Diskussion in Deutschland abgeschlossen. Umstritten sind allerdings die Einzelheiten der Durchführung des Compliance Audits. Zwar ist im Umweltauditgesetz der Umfang der zu berücksichtigenden Normen geregelt. Ungeklärt ist aber weiterhin, mit welcher Prüftiefe, d. h. mit welchem Inhalt und Umfang, der Umweltgutachter zu prüfen hat. Überwiegend wird die Auffassung vertreten, daß die Umweltgutachter nur Stichproben durchführen müssen; im Rahmen dieser Prüfung seien ca. 10 % der relevanten Anlagen zu überprüfen. Diese Annahme erscheint zu pauschal. Angemessener wäre es, ein repräsentatives Prüfschema mit einem einheitlichen Kriterienkatalog zu entwickeln. Nur eine einheitliche Basis bietet Gewähr für eine an inhaltlichen Kriterien meßbare Leistung der Umweltgutachter; dies würde darüber hinaus die Glaubwürdigkeit der Umweltgutachter fördern.

333. Aufgrund dieser Diskussion und den Erfahrungen mit der Begutachtung von Standorten im Rahmen der Öko-Audit-Verordnung ist deutlich geworden, daß noch ein erheblicher Abklärungsbedarf über die Aufgaben der Umweltgutachter bei der Durchführung der Standortvalidierung besteht. Der Umweltgutachterausschuß hat aus diesem Anlaß eine Leitlinie mit dem Titel „Leitlinie des Umweltgutachterausschusses zu den Aufgaben der Umweltgutachter im Rahmen der Validierung nach der EG-Umwelt-Audit-Verordnung" erstellt, die im Dezember 1997 veröffentlicht worden ist. Diese Leitlinie enthält die mit den Vorgaben der Öko-Audit-Verordnung verbundenen Aufgaben, die bei der Begutachtung eines Standortes zu erfüllen sind, sowie auch Erläuterungshinweise. Da nicht alle Aufgaben der Umweltgutachter im Rahmen der Öko-Audit-Verordnung eindeutig bestimmt sind, bedarf es großer Erfahrung und Integrität des Umweltgutachters, wie er im Rahmen der Aufgabenerledigung den vorhandenen Ausführungsspielraum ausfüllt. Der Umweltgutachter muß seine Entscheidung im Einzelfall gegenüber der Zulassungsstelle gemäß § 28 UAG begründen können. Die Leitlinie soll nach den Vorstellungen des UGA auch dazu beitragen, die Aufgaben des Umweltgutachters für die am Öko-Audit teilnehmenden Unternehmen transparenter zu gestalten.

334. Uneinigkeit besteht darüber, ob eine Validierung die Einhaltung sämtlicher umweltrelevanter Vorschriften voraussetzt oder ob trotz Verstoßes gegen einzelne Umweltvorschriften dennoch eine Validierung erfolgen kann. Die zweite Alternative kommt nach Auffassung des Umweltrates überhaupt nur bei geringfügigen Verstößen in Betracht. Verletzungen grundlegender Verpflichtungen stehen einer Validierung entgegen. Es ist allerdings zu bedenken, daß es an dieser Stelle erheblichen Streit um den Begriff der grundlegenden Pflichten geben wird. Im übrigen sieht Artikel 8 Öko-Audit-Verordnung vor, daß für den Fall eines Regelverstoßes entweder die Registrierung zu verweigern beziehungsweise eine Streichung aus dem Verzeichnis zu veranlassen ist. Die Verordnung eröffnet daher kaum Spielraum für solche Überlegungen.

335. Die Bundesregierung hat mit dem Entwurf der UAG-Erweiterungsverordnung (UAG-ErwV) von der Ermächtigung des Artikel 14 Öko-Audit-Verordnung in Verbindung mit § 3 UAG Gebrauch gemacht. Die Verordnung wird voraussichtlich Ende Januar 1998 in Kraft treten. Mit dieser Erweiterungsverordnung soll der öffentlichen Verwaltung, dem Bausektor, dem Groß- und Einzelhandel, dem Kredit- und Versicherungsgewerbe, dem Gaststätten- und Hotelgewerbe, den Wohnungsverwaltungsunternehmen, der Land- und Forstwirtschaft sowie weiteren Sektoren des Dienstleistungsbereiches die Möglichkeit einer freiwilligen Teilnahme am Öko-Audit eröffnet werden. Ein derartiges Vorgehen empfiehlt sich nach Ansicht des Bundesrates wegen der von der Europäischen Union geplanten Fortschreibung der Öko-Audit-Verordnung mit dem Ziel, den Anwendungsbereich des Öko-Audits ab dem Jahr 2000 so weit zu fassen, daß praktisch alle Sektoren des Anhangs der Verordnung (EWG) Nr. 3037/90 einbezogen werden. Damit könnten im Vorgriff auf die künftige EG-Regelung frühzeitig auf nationaler Ebene in möglichst vielen Sektoren Erfahrungen mit dem Öko-Audit gesammelt und die Wettbewerbsfähigkeit heimischer Unternehmen auch auf internationaler Ebene günstig beeinflußt werden. Der Umweltrat weist darauf hin, daß mit dieser Erweiterung der Öko-Audit-Verordnung auf verschiedene Branchen des Dienstleistungsgewerbes Umweltauswirkungen einer völlig anderen Dimension erfaßt werden, als dies bei Unternehmen des Produzierenden Gewerbes der Fall ist. Es ist daher zu befürchten, daß mit dieser Ausweitung die Öko-Audit-Verordnung entwertet werden könnte, was den Stellenwert der Teilnahme von Unternehmen aus dem Bereich des Produzierenden Gewerbes deutlich reduzieren kann (zu den Bedenken s. auch Tz. 358).

336. Bei einem Großteil der neu benannten Branchen insbesondere der Energieversorgung, der Wasserversorgung, der Abwasserbeseitigung, der Transportunternehmen sowie Unternehmen, die typischerweise ein Filialnetz unterhalten (z. B. Einzelhandel und Banken), bereitet der Standortbegriff Schwierigkeiten. In der Verordnung wurde nämlich davon abgesehen, den Standortbegriff für diese Bereiche zu konkretisieren, obwohl das Problem gesehen und Interpretationen vorgeschlagen wurden (BT-Drs. 670/97, S. 7 ff.). Es ist daher abzusehen, daß die Standortfrage Kontroversen aufwerfen wird. Diese Kontroverse wird zum einen die Grenzen des Standortes betreffen: Dabei geht es um die Frage, wie beispielsweise der Standortbegriff eines Eisenbahnunternehmens zu definieren ist. Es werden sich zum anderen aber auch Fragen bezüglich der Prüfdichte stellen. Je weiter der Bezugsrahmen gewählt wird, um so schwieriger und weniger aussagekräftig sind Stichprobenprüfungen des Umweltgutachters. Möglicherweise können die zu erarbeitenden Leitlinien für die Aufgaben der Umweltgutachter dieses Problem lösen.

Umsetzung der Öko-Audit-Verordnung

337. Das in der Bundesrepublik Deutschland zur Umsetzung der Öko-Audit-Verordnung nach schwie-

rigen Verhandlungen zwischen den beteiligten Kreisen vereinbarte Verfahren ist als sehr wirtschaftsnah zu betrachten. Aus dieser Situation heraus und zur Sicherstellung eines Mindesteinflusses des Staates ist ein vom organisatorischen Aufbau her kompliziertes und für Außenstehende schwer verständliches organisatorisches Gesamtsystem zur Umsetzung der Öko-Audit-Verordnung entstanden. Auch aus dem europäischen Ausland wird häufig vernommen, das deutsche Umsetzungssystem sei sehr bürokratisch angelegt. Diese Kritik ist nicht ganz unberechtigt, wie die Erfahrungen seit der Verabschiedung des Umweltauditgesetzes zeigen. Die wichtigsten Elemente innerhalb der Gesamtstruktur bestehen in dem sogenannten Umweltgutachterausschuß (UGA) als regelsetzendes Gremium und Kontrollinstitution für die DAU (Deutsche Akkreditierungs- und Zulassungsgesellschaft für Umweltgutachter mbH), dem Widerspruchsausschuß, der DAU als Zulassungsstelle und aufsichtführende Organisation über Umweltgutachter und Umweltgutachterorganisationen, den Registrierstellen für die geprüften Betriebsstandorte sowie einer gemeinsamen Stelle (DIHT), die für die Übermittlung der registrierten Betriebsstandorte an die Kommission der Europäischen Gemeinschaften verantwortlich ist. Die beschriebene Struktur ist in der Abbildung 2.2.3-1 dargestellt.

338. Der Umweltgutachterausschuß hat im Rahmen seiner bisherigen Arbeit fünf Richtlinien beschlossen, von denen zwei Richtlinien, die Fachkunderichtlinie sowie die Aufsichtsrichtlinie, bereits vom aufsichtsführenden Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit genehmigt und anschließend im Bundesanzeiger veröffentlicht wurden. Zwei weitere Richtlinien, eine Lehrgangsrichtlinie und eine Prüferrichtlinie, sind vom BMU genehmigt, aber noch nicht veröffentlicht. Eine sogenannte Zertifizierungsverfahrensrichtlinie ist kürzlich vom UGA beschlossen, aber noch nicht durch das BMU genehmigt worden. Diese Richtlinie umfaßt den Teil 2 der deutschen Übersetzung der von der Kommission der Europäischen Gemeinschaften am 16. April 1997 anerkannten englischen Fassung der Deutschen Richtlinien für die Akkreditierung von Zertifizierungsstellen für Umweltmanagementsysteme und entsprechende Zertifizierungsverfahren nach Artikel 12 der Öko-Audit-Verordnung (EG-Amtsblatt Nr. L 104 vom 22. April 1997, S. 35).

Mit dieser Anerkennung durch die Europäische Kommission soll eine ungerechtfertigte Belastung von Unternehmen vermieden werden, die unterschiedliche Zertifizierungsverfahren durchlaufen haben. Dies wird geregelt durch das Anerkennungsverfahren nach Artikel 19 der Verordnung. Nach der Anerkennungsentscheidung der Europäischen Kommission vom 16. April 1997 über die Berücksichtigung der ISO 14001 im Rahmen des Umwelt-Audits kann eine ISO 14001-Zertifizierung auch als Einstieg für eine Validierung nach der EG-Öko-Audit-Verordnung genutzt werden. Die Kommission stellt dazu sicher, daß der hohe Standard des Öko-Audits bei einer Zugrundelegung der ISO 14001 nicht unterlaufen wird.

339. Mit dieser Regelung ist es den nach UAG zugelassenen Einzelgutachtern heute möglich, auch Zertifizierungen von Umweltmanagementsystemen nach ISO 14001 vorzunehmen. Andererseits akkreditiert auch die Trägergemeinschaft für Akkreditierung GmbH (TGA) im Umweltschutz erfahrene Organisationen als Zertifizierungsstellen nach ISO 14001. Während für die Zulassung dieser Zertifizierstellen ein umfangreiches ablauforganisatorisches Qualitätssicherungssystem aufgebaut werden muß, das in regelmäßigen Abständen von der TGA auditiert wird, ist dies für den von der DAU zugelassenen Einzelgutachter nicht in dem Maße erforderlich. Hierdurch entstehen Verwerfungen hinsichtlich der Qualitätssicherung und deren Überprüfungen durch die DAU beziehungsweise die TGA. Der Umweltrat empfiehlt dringend, die Systematik der Qualitätssicherung zu vereinheitlichen, um bei der Durchführung der Zertifizierungen von Umweltmanagementsystemen ein hohes Qualitätsniveau sicherzustellen.

Bis Oktober 1997 wurden von der Deutschen Akkreditierungs- und Zulassungsgesellschaft für Umweltgutachter (DAU) 169 Umweltgutachter und 29 Umweltgutachterorganisationen zugelassen. Die Frage, ob ein Einzelumweltgutachter tatsächlich in der Lage ist, seinen Pflichten anläßlich der Validierung hinreichend nachzukommen, soll hier nicht beantwortet werden. Allerdings gibt der Umweltrat zu bedenken, daß man mit der Zulassung von Einzelgutachtern ein System etabliert, das im Widerspruch zu der im europäischen und außereuropäischen Ausland sonst praktizierten ausschließlichen Zulassung von Organisationen steht. Dies steht der Etablierung eines international anerkannten Umweltmanagementsystems entgegen, da jetzt schon erkennbar wird, daß der deutschen Eigenheit des Einzelumweltgutachters mit Mißtrauen begegnet wird. Für eine Beschränkung auf Umweltgutachterorganisationen spricht auch, daß die überwiegende Zahl der Validierungen in Deutschland von Umweltgutachterorganisationen durchgeführt wird.

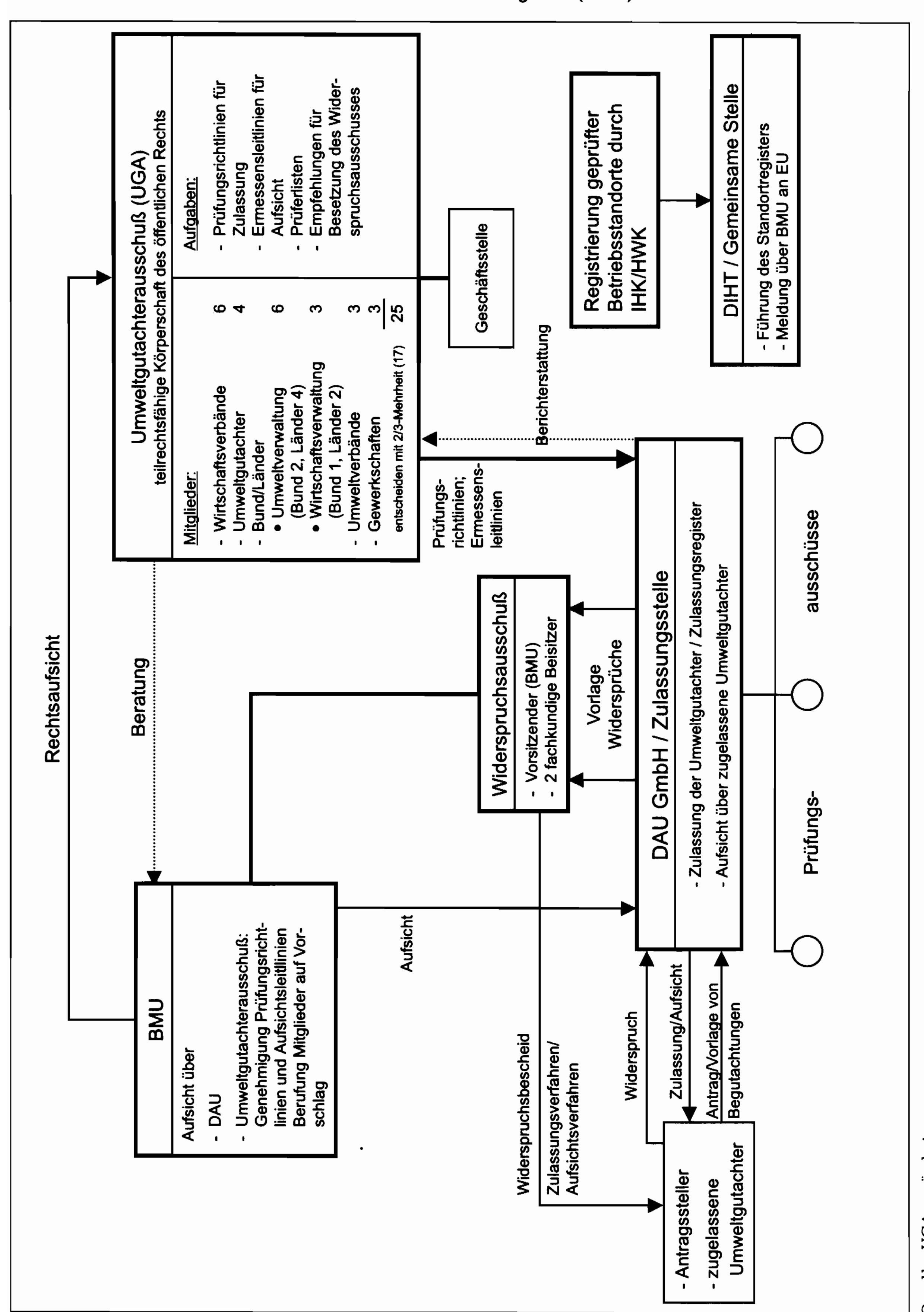
Öko-Audit-Verordnung im europäischen Vergleich

340. Die Akzeptanz der Öko-Audit-Verordnung in Europa ist wesentlich hinter den Erwartungen zurückgeblieben. Zwar läßt sich ein Anstieg der Anzahl der registrierten Standorte in Europa seit August 1995 feststellen. Von den europaweit bis Anfang Januar 1998 registrierten 1 348 Standorten befinden sich allerdings allein 1 035 in Deutschland. Dieses Ergebnis ist überraschend, da die Vorbehalte gegen die Öko-Audit-Verordnung in Deutschland anfangs besonders groß gewesen sind.

Sieht man allerdings die Anzahl der registrierten Standorte im Verhältnis zur Einwohnerzahl der Mitgliedstaaten, ergibt sich ein differenzierteres Bild. Bezogen auf zehn Millionen Einwohner existieren Ende 1997 in Deutschland 93 registrierte Standorte, in Österreich sogar 99, in Schweden 70, in Dänemark 61 und in Norwegen 53. In den anderen Mitgliedstaaten spiegelt dagegen die niedrige absolute Zahl der eingetragenen Standorte auch die geringe Bedeutung der Öko-Audit-Verordnung in diesen Ländern wider.

Abbildung 2.2.3-1

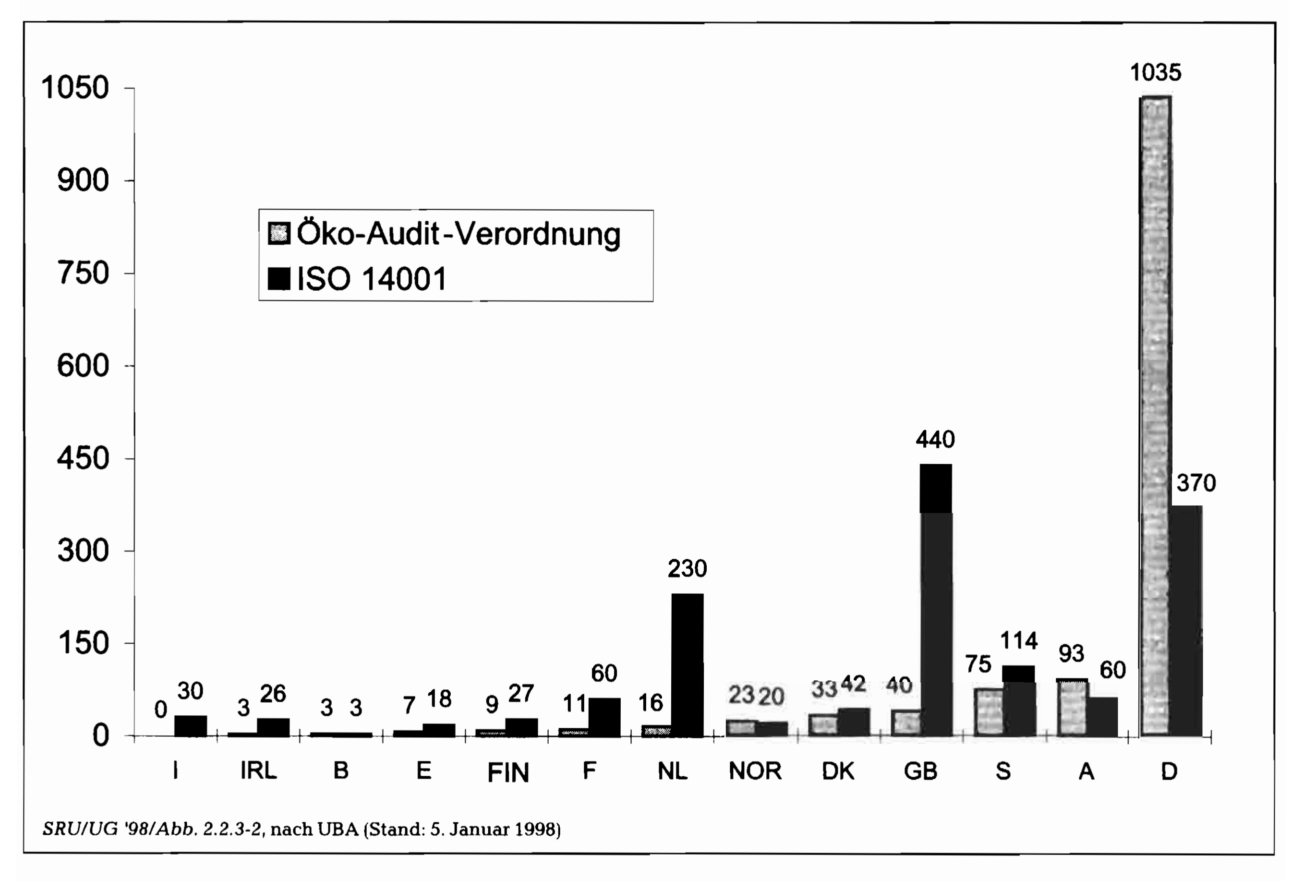
Zulassungs-, Aufsichts- und Registriersystem zur Umsetzung der EG-Öko-Audit-Verordnung vom 29. Juni 1993 und nach dem Umweltauditgesetz (UAG) vom 7. Dezember 1995



Quelle: UGA; verändert

Abbildung 2.2.3-2

Registrierte Standorte gemäß Öko-Audit-Verordnung und zertifizierte Organisationen nach ISO 14001



SRU/UG '98/Abb. 2.2.3-2, nach UBA (Stand: 5. Januar 1998)

In Großbritannien fällt auf, daß es zwar nur wenige registrierte Standorte gemäß der Öko-Audit-Verordnung gibt, dafür aber zehnmal mehr Unternehmen, die nach ISO 14001 zertifiziert wurden. Dies dürfte daran liegen, daß sich ISO 14001 sehr stark an der britischen Norm für Umweltmanagementsysteme (BS 7750) orientiert hat und infolgedessen die Unternehmen mit diesem System vertraut waren. Bis zur Anerkennung der ISO 14001 im Rahmen der Öko-Audit-Verordnung bestand erhebliche Unsicherheit über die Kompatibilität der ISO-Norm zur Öko-Audit-Verordnung; diese Unsicherheit soll mit der Anerkennung beseitigt worden sein, so daß jetzt eine Zunahme der registrierten Standorte in Großbritannien erwartet wird (HAIGH, 1997). In Frankreich konnten sich beide Systeme bislang nicht durchsetzen. Soweit überhaupt Standorte registriert wurden, handelt es sich überwiegend um multinationale Unternehmen, die nicht französischer Herkunft sind (KROMAREK, 1997) und wohl im Rahmen einer konzernweiten Strategie am Umwelt-Audit-System teilnehmen. Schon während der Beratungen zur Öko-Audit-Verordnung gingen von Frankreich keine besonderen Impulse aus. Diese Zurückhaltung besteht nach wie vor. Bislang wurden keine nationalen Umsetzungsakte erlassen. Die Zurückhaltung wird damit begründet, daß die Öko-Audit-Verordnung der französischen Mentalität und den bestehenden organisatorischen Strukturen fremd sei (KROMAREK, 1997). Im übrigen spiele die Öko-Audit-Verordnung sowohl auf nationaler als auch auf außereuropäischer Ebene keine Rolle. In der Mehrheit der EU-Mitgliedstaaten würden die Unternehmen ebenfalls nur sehr zögerlich an dem System teilnehmen. Allerdings werde auch in Frankreich ebenso wie in Großbritannien durch die Anerkennung der ISO 14001 ein Schub zugunsten der Öko-Audit-Verordnung erwartet. Gemeinsam ist den Stellungnahmen aus den meisten Mitgliedstaaten, daß eine Deregulierungs- beziehungsweise Substituierungsstrategie – wie sie zum Beispiel in Deutschland stattfindet – neue positive Impulse für die Teilnahme an der Öko-Audit-Verordnung auslösen könnte.

341. Innerhalb Europas bestehen erhebliche Differenzen darüber, ob und inwieweit der Umweltgutachter die Einhaltung aller umweltrelevanten Vorschriften festzustellen hat. In zahlreichen Mitgliedstaaten wird, anders als in Deutschland (Tz. 332), nur gefordert, das Umweltmanagementsystem müsse lediglich die Einhaltung der Umweltvorschriften sicherstellen. Dieser Auslegung der Öko-Audit-Verordnung steht nach Auffassung des Umweltrates der Wortlaut und der Sinn der Öko-Audit-Verordnung entgegen. Die Öko-Audit-Verordnung setzt ein Compliance Audit voraus. Es ist offensichtlich, daß die ausdrückliche Feststellung der Vereinbarkeit mit umweltrechtlichen Vorschriften den Wert der Teil-

nahme sowohl für einen registrierten Standort hebt, als auch erst den Spielraum für Substituierungs- beziehungsweise Deregulierungsstrategien eröffnet. Konsequenterweise sind daher bislang nur in Deutschland in größerem Umfang entsprechende Vorschläge ausgearbeitet und zum Teil schon in die Praxis umgesetzt worden. Zwar wird in den meisten anderen Mitgliedstaaten mit Lob auf die deutschen Deregulierungs- beziehungsweise Substitutionsbemühungen verwiesen und eine ähnliche Vorgehensweise gefordert, von der letztlich auch Impulse für eine stärkere Teilnahme von Unternehmen am Umwelt-Audit-System erwartet werden. Die betreffenden Staaten müssen dann aber auch das Compliance Audit als integralen Bestandteil des Umwelt-Audit-Systems durchführen.

Verhältnis zwischen Öko-Audit-Verordnung und ISO 14001

342. Die EU-Kommission hat im April 1997 gemäß Artikel 12 der Öko-Audit-Verordnung entschieden, daß EN ISO 14001:1996 mit einzelnen Elementen der Öko-Audit-Verordnung übereinstimmt (Tz. 338). Der Umweltrat begrüßt, daß mit der ISO 14001 eine einheitlich geltende Norm entwickelt wurde und nicht eine Vielzahl von unterschiedlichen Normen fortbesteht (vgl. SRU, 1996a, Tz. 174). Der ISO 14001 kommt unter anderem deswegen eine besondere Rolle zu, weil sie in zweierlei Hinsicht flexibler als die Öko-Audit-Verordnung ist: Nach ihr können sich Unternehmen weltweit zertifizieren lassen. Die ISO 14001 knüpft an den Begriff der Organisation und nicht an den des Standorts an. Im übrigen ist die Anwendung der ISO 14001 nicht auf eine bestimmte Art von Unternehmen beschränkt. Wie die Abbildung 2.3.3-2 zeigt, findet daher in einer Reihe von EU-Mitgliedstaaten die ISO 14001 wesentlich häufiger Anwendung als die Öko-Audit-Verordnung. In der anstehenden Novellierung der Öko-Audit-Verordnung wird daher erwogen, einzelne Teile der ISO 14001 zu übernehmen (Tz. 358).

Gemeinsam ist beiden Systemen, daß die Teilnahme freiwillig ist. Beide Systeme etablieren ein Umweltmanagement- und Umweltbetriebsprüfungssystem. Insoweit stehen beide Systeme miteinander im Wettbewerb. Allerdings gibt es eine Reihe von Unterschieden zwischen der ISO 14001 und der Öko-Audit-Verordnung. Insgesamt wurde die Norm für inhaltlich weniger anspruchsvoll erachtet. Aus diesem Grund wurde ein sogenanntes Brückenpapier vom CEN erarbeitet, das zusätzliche Anforderungen enthält, die ein ISO-zertifiziertes Unternehmen erfüllen muß, um mit Erfolg am Öko-Audit-System teilnehmen zu können. Neben den wesentlich breiteren Einsatzmöglichkeiten der ISO 14001 liegt ein weiterer Unterschied insbesondere im Fehlen der nach außen wirksamen Elemente. Nach der ISO 14001 ist weder die Erstellung noch die Veröffentlichung einer Umwelterklärung erforderlich. Es existieren weder eine Prüfung durch einen Umweltgutachter noch eine offizielle Registrierung eines Standortes durch die Registrierungsstellen. Während bei der Öko-Audit-Verordnung der Staat mittelbar über die Zulassung der Umweltgutachter Einfluß auf die Gültigkeitserklärung nimmt und das Öko-Audit damit zu einem Instrument staatlich überwachter Selbstkontrolle der Unternehmen wird (DYLLICK, 1995), fehlt dieses Element zumindest indirekter staatlicher Kontrolle bei ISO 14001 völlig. Darüber hinaus enthält die ISO 14001 auch keine Verpflichtung zur tatsächlichen kontinuierlichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes. Ebensowenig muß ein Compliance Audit durchgeführt werden. Der ISO 14001 fehlen mithin wesentliche Elemente, die bei der Öko-Audit-Verordnung zu einem dynamischen proaktiven betrieblichen Umweltschutz führen. Diese Wirkung wird noch dadurch verstärkt, daß die ISO 14001 im Gegensatz zur Öko-Audit-Verordnung keine regelmäßige Kontrolle vorsieht. Es kann daher festgestellt werden, daß die ISO 14001 mit ihren inhaltlichen Anforderungen wesentlich hinter der Öko-Audit-Verordnung zurückbleibt. Eine Gleichwertigkeit der Norm mit der Öko-Audit-Verordnung besteht somit nicht. Diese Feststellung soll nicht den betriebsinternen Vorteil der Etablierung eines Umweltmanagementsystems gemäß ISO 14001 in Frage stellen. Das Fehlen wesentlicher Elemente im Vergleich zur Öko-Audit-Verordnung bedeutet nach Auffassung des Umweltrates allerdings, daß mit der ISO 14001 keine Maßnahmen der Deregulierung und Substitution begründet werden können. Der Umweltrat favorisiert die Öko-Audit-Verordnung, weil sie höhere inhaltliche Anforderungen stellt und damit auch eine Grundlage für eine Deregulierungsstrategie bilden kann.

Deregulierung und Substitution

343. Der Begriff Deregulierung wird häufig synonym für Deregulierung im engeren Sinne und für Substitution verwendet. Unter Deregulierung im engeren Sinne versteht man im Zusammenhang mit der Öko-Audit-Verordnung den Abbau beziehungsweise die Öffnung von Vorschriften, die aus dem Umweltverwaltungsrecht stammen und in der Regel ordnungsrechtlichen Charakter haben. Insbesondere fallen hierunter die Regelungen, die der staatlichen Überwachung von Anlagen dienen und mit weitgehenden Eingriffsbefugnissen verbunden sind. Dazu zählen genauer Vorschriften über weitere Pflichten, welche die Unternehmen im Rahmen ihrer Tätigkeit treffen wie Erklärungspflichten, Mitteilungspflichten oder Dokumentationspflichten. Anhand dieser Beispiele läßt sich erkennen, daß durchaus Überschneidungen mit Aufgaben, die bei der Durchführung eines Umwelt-Audits entstehen, existieren.

344. Die Substitution geht dagegen vom Fortbestand des materiellen Umweltrechts aus. Allerdings sollen bestehende ordnungsrechtliche Überwachungs- und Kontrollinstrumente durch entsprechende Instrumente der Öko-Audit-Verordnung ersetzt werden. Die Instrumente müssen dabei funktional äquivalent sein, das heißt die gleiche Zielsetzung und die gleiche Steuerungswirksamkeit besitzen. Eine Reihe von Bundesländern hat Substitutionskataloge erarbeitet.

345. Sowohl die Umweltministerkonferenz als auch der Umweltgutachterausschuß haben sich mit den

Themen Substitution beziehungsweise Deregulierung des Ordnungsrechtes im Rahmen der Teilnahme von Unternehmen am Öko-Audit auseinandergesetzt und Vorschläge für eine mögliche Vorgehensweise erarbeitet. Bisher konnte jedoch weder im Umweltgutachterausschuß noch in der Umweltministerkonferenz ein Konsens über die zukünftige Vorgehensweise gefunden werden.

Deregulierung

346. In der Diskussion um Umwelt-Audits fällt regelmäßig das Stichwort Deregulierung. Deregulierende Effekte, die gleichsam als Nebenprodukt von Umwelt-Audits entstehen sollen, versprachen eine größere Akzeptanz und werden auch gegenwärtig noch als Anreiz zur Teilnahme genannt. Von der Wirtschaft wurde die Ankündigung über eine mögliche Verringerung ordnungsrechtlicher Vorgaben positiv aufgenommen; allerdings hat sich zwischenzeitlich eine gewisse Ernüchterung breit gemacht. Die beiden Befragungen (Tz. 329 f.) zeigen deutlich, daß die Unternehmen ihre Erwartungen an einer Zurücknahme des ordnungsrechtlichen Instrumentariums im Zuge der Öko-Audit-Verordnung nicht verwirklicht sehen. Dies liegt zum einen daran, daß bei den Unternehmen unrealistische Erwartungen geweckt wurden, die derzeit nicht den rechtlichen und politischen Gegebenheiten entsprechen. Zum anderen beruhen sie auf den komplexen Folgeproblemen, die mit einer Deregulierung des Umweltrechts einhergehen. Die Mehrzahl der Vorschläge der Schlichter-Kommission zur Öko-Audit-Verordnung konnte daher nicht umgesetzt werden (SRU, 1996a, Tz. 92 ff.). Dem Antrag des Bundesrates (BR-Drs. 368/95, S. 2) an die Bundesregierung, bis zum 31. Dezember 1996 in einem Bericht darzulegen, welche Deregulierungs- und Vereinfachungsmöglichkeiten bestehen, wurde bislang noch nicht entsprochen. Abhängig von der inhaltlichen Tiefe, die in den nächsten Jahren bei den Umwelt-Audits erreicht wird, und der Zuverlässigkeit der Umwelterklärungen für die Standorte könnten Maßnahmen der Deregulierung von dem Gesetzgeber erwartet werden.

347. Der Umweltrat hat im Umweltgutachten 1996 (SRU, 1996a, Tz. 172) seine Bedenken gegen zu weitgehende Deregulierungsaktivitäten zum damaligen Zeitpunkt, wie sie insbesondere in dem Bericht der sogenannten Schlichter-Kommission gefordert wurden, dargelegt. Die seinerzeit vorgetragenen Bedenken – insbesondere die nicht ausreichenden Erfahrungen mit diesem neuartigen Instrument – bestehen nach wie vor. Seit 1996 wurden zwar 1 035 Standorte in Deutschland erstmals registriert (Stand: 5. Januar 1998); allerdings besteht Einigkeit darüber, daß alleine die Durchführung eines Erstaudits nur bedingt Rückschlüsse über die Wirksamkeit des Systems zuläßt. Dies liegt zum einen daran, daß alle mit der Durchführung von Öko-Audits betrauten Parteien – also neben den partizipierenden Unternehmen die Umweltberater, die Umweltgutachter, die Zulassungsstelle für Umweltgutachter, der Umweltgutachterausschuß und die registrierenden Stellen – mit gewissen Umsetzungsschwierigkeiten belastet sind. Diese Umsetzungsschwierigkeiten wirken sich bei Umwelt-Audits deswegen stark aus, weil es um die Etablierung eines strukturell neuartigen Instruments geht. Zum anderen wird im Rahmen der Öko-Audit-Verordnung eine Vielzahl von Akteuren tätig, die mit diesem Instrument bisher keine Erfahrungen hatten. Trotz der im Vergleich zum europäischen Ausland sehr hohen Zahl von registrierten Standorten in der Bundesrepublik Deutschland findet sich das System der Öko-Audit-Verordnung noch immer in einem Prozeß der Optimierung. Sowohl die Unternehmen selbst als auch die Umweltgutachter müssen lernen, den vielfältigen Anforderungen der Öko-Audit-Verordnung, sowohl qualitativ als auch quantitativ, gerecht zu werden. Dies ist zur Zeit noch längst nicht der Fall.

348. Die beschränkte Aussagefähigkeit der Erstaudits läßt sich ferner damit erklären, daß im Erstaudit zunächst nur der technische, organisatorische und rechtliche Status quo eines Standortes ermittelt wird und für die Zukunft Umweltpolitiken und Umweltprogramme festgelegt werden. Eine Überprüfung der Wirksamkeit des Umweltmanagementsystems läßt sich nur anhand der Folgeaudits ermitteln. Die ersten registrierten Standorte müssen sich im Jahre 1998 einer wiederkehrenden Validierung unterziehen, sofern sie weiterhin am Öko-Audit-Verfahren teilnehmen wollen. Andernfalls erfolgt eine Streichung aus dem Standortregister. Ebenso kann erst rückblickend evaluiert werden, ob in einem Standort das selbst gewählte Umweltprogramm verwirklicht beziehungsweise die Umweltpolitik umgesetzt wurde. Auch das Merkmal der kontinuierlichen Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes kann nur nach Ablauf mindestens eines Audit-Zyklus, idealerweise aber mehrerer Zyklen bewertet werden. Die außerordentlich unterschiedliche Qualität der bislang veröffentlichten Umwelterklärungen zeigt ferner, daß sich noch kein einheitlicher Standard entwickelt hat.

349. Darüber hinaus hängt die Leistungsfähigkeit des Umwelt-Audit-Systems ganz wesentlich – in diesem Punkt herrscht Einigkeit unter den Mitgliedstaaten – von der Qualität und der Glaubwürdigkeit der Umweltgutachter ab. Daß bislang keine einheitlichen Kriterien für die Tätigkeit der Umweltgutachter erarbeitet wurden, die eine Bewertung und Einordnung dieser Tätigkeit gestatten, steht einer weitreichenden Deregulierung entgegen. In diesem Zusammenhang sieht der Umweltrat erheblichen Bedarf hinsichtlich der Festlegung einer einheitlichen Vorgehensweise der Validierer (Umweltgutachter), insbesondere unter Berücksichtigung der materiellen Anforderungen des deutschen Umweltrechtes. Es darf nicht dem Umweltgutachter allein überlassen bleiben, wie diese Begrifflichkeiten interpretiert und im Verfahren angewendet werden.

350. Gleichwohl wurden als Reaktion auf die allgemeine Deregulierungsdebatte eine Reihe von Maßnahmen verabschiedet, die auf die Stärkung des Wirtschaftsstandortes Deutschland abzielen, insbesondere das Gesetz zur Beschleunigung und Vereinfachung immissionsschutzrechtlicher Genehmigungsverfahren. Neben dem Bundes-Immissionsschutzgesetz wurde auch die Verordnung über das

Genehmigungsverfahren modifiziert. Nach § 4 Abs. 1 Satz 2 der 9. Bundes-Immissionsschutzverordnung (9. BImSchV) ist zu berücksichtigen, ob die Anlage Teil eines Standortes ist, für den Angaben in einer der Genehmigungsbehörde vorliegenden Umwelterklärung gemäß Artikel 5 der Öko-Audit-Verordnung enthalten sind. § 4 der 9. BImSchV regelt Umfang und Art der Unterlagen, die anläßlich eines Genehmigungsverfahrens einzureichen sind. Die Änderung stellt eine Verknüpfung der Verordnung mit der Öko-Audit-Verordnung her. In der amtlichen Begründung zu der Verordnung wird ausgeführt, daß Erklärungen der Unternehmen, die im Rahmen des Umwelt-Audit-Systems abgegeben werden, gegebenenfalls im Verlauf eines Genehmigungsverfahrens verwertet werden können. Das bedeutet für die Praxis, daß die Genehmigungsbehörde zunächst grundsätzlich prüfen müßte, ob der Umfang der Antragsunterlagen, die zur Prüfung der Genehmigungsvoraussetzungen erforderlich sind, für auditierte Unternehmen zu reduzieren ist. In einem zweiten Schritt wäre die Genehmigungsbehörde gehalten, zu untersuchen, an welchen Punkten auf einzelne Antragsunterlagen verzichtet werden könnte. Anhaltspunkte können sich wohl nur aus der Umwelterklärung der Unternehmen ergeben. Voraussetzung wäre aber stets, daß die Umwelterklärung eine derartige inhaltliche Tiefe erreicht, daß die Genehmigungsbehörde tatsächlich Rückschlüsse auf genehmigungsrelevante Fakten aus ihr ziehen kann. Das bedeutet, daß diese Regelung sich wohl überwiegend nur auf Änderungsgenehmigungen beziehen kann. Für neu zu errichtende Anlagen wird die Umwelterklärung kaum Fakten enthalten, die für die Genehmigung von derartiger Bedeutung sind, daß auf Antragsunterlagen verzichtet werden könnte. Der Verordnungstext ist im übrigen so vage gefaßt, daß die Regelung einer weiteren Konkretisierung durch die Verwaltungsbehörden bedarf. Es ist fraglich, ob durch diese Novelle derzeit tatsächlich Erleichterungen für die Unternehmen erzielt werden können. Dies würde bei praxisnaher Betrachtung voraussetzen, daß es bei den Umwelterklärungen zu einer weitgehenden Vereinheitlichung hinsichtlich einer Gliederung und der Tiefe des Inhaltes kommt. Andernfalls besteht die Gefahr, daß die Überprüfung der Kompatibilität der Umwelterklärung mit den Anforderungen an die Antragsunterlagen zu einer zusätzlichen, letztlich genehmigungshemmenden Prüfung in der Behörde führt. Damit wäre die Intention dieser Vorschrift in ihr Gegenteil verkehrt. Andererseits darf die Vereinheitlichung der Umwelterklärungen nicht zu weit reglementiert werden, um nicht zu stark in die Gestaltungsfreiheit der einzelnen Unternehmen einzugreifen. Im Ergebnis verspricht die Änderung der Verordnung über das Genehmigungsverfahren wenig Besserung. Um den Genehmigungsbehörden ein vollzugsfreundliches Instrument an die Hand zu geben, wäre es vernünftiger, erst die Erfahrungen mit den Umwelt-Audits abzuwarten, die Umwelterklärungen zu analysieren und gegebenfalls ein einheitliches Muster für die Umwelterklärungen zu entwickeln. Im Nachgang wäre die Verordnung über das Genehmigungsverfahren so neu zu fassen, daß die Genehmigungsbehörden, ohne eine aufwendige Prüfung durchführen zu müssen, das Reduktionspotential bei den Antragsunterlagen sofort bestimmen könnten.

351. Darüber hinaus wurden insbesondere im Abfallrecht Maßnahmen der Deregulierung ergriffen. Im sogenannten Grundverfahren sind nach § 5 Abs. 2 Satz 3 Nachweisverordnung und im privilegierten Verfahren nach § 13 Abs. 1 Satz 3 Nachweisverordnung im Rahmen der behördlichen Bestätigung des Entsorgungsnachweises die Angaben aus einer der Behörde vorliegenden Umwelterklärung zu berücksichtigen. Grundsätzlich gelten hier die gleichen Bedenken wie bei § 4 der 9. BImSchV. Eine wesentliche Vereinfachung beziehungsweise Beschleunigung im Entsorgungsnachweisverfahren wird kaum eintreten. In § 8 Absatz 6 der Verordnung über Abfallwirtschaftskonzepte und Abfallbilanzen wird geregelt, daß eine validierte Umwelterklärung ein Abfallwirtschaftskonzept beziehungsweise eine Abfallbilanz ersetzen kann, wenn die vorangegangene Umweltbetriebsprüfung den Anforderungen der §§ 19, 20 KrW-/AbfG entspricht.

352. Der Umweltrat hält Deregulierungsansätze für erstrebenswert; er weist jedoch auch an dieser Stelle noch einmal darauf hin, daß häufig nur Doppelprüfungen vermieden werden oder aber Verlagerungen von Prüfungen auf den Umweltgutachter stattfinden. Es ist also zweifelhaft, ob tatsächlich Erleichterungen für die Unternehmen erzielt werden können. Er ist der Ansicht, daß das deutsche Umweltrecht durchaus Möglichkeiten zu einer Substitution bietet, die zunächst ausgeschöpft werden sollten. Der Umweltrat empfiehlt ein stufenweises Vorgehen bei der Umsetzung von Deregulierungsmaßnahmen in dem Maße, wie Erfahrungen über die Qualität des Öko-Audit-Systems gewonnen werden. Der Umweltrat warnt davor, durch vorschnelle Deregulierungsaktivitäten das in der Bundesrepublik erreichte Umweltschutzniveau in Frage zu stellen. Erst wenn aussagekräftige Studien über die Leistungsfähigkeit des Umwelt-Audit-Systems vorliegen, kommt der Abbau von Berichtspflichten und behördlichen Kontrollen in Betracht. Diese Vorschläge bedürfen aber noch der Ausarbeitung im Detail. Der Staat kann und darf nicht ohne weiteres darauf vertrauen, daß die mit der Öko-Audit-Verordnung verfolgten Ziele und Vorstellungen tatsächlich erreicht werden. Er muß zumindest in der Lage sein, diese Voraussetzungen im Zweifelsfall zu überprüfen. Andernfalls verletzt er seine Schutzpflichten. Nur wenn für die Behörden konkret nachvollziehbar ist, daß die Einhaltung von Rechtsnormen gewährleistet ist, kann der Abbau von Regelungen erfolgen. Soweit sich diese Informationen nicht unmittelbar aus der Umwelterklärung ergeben, muß die Behörde möglicherweise in Zusammenarbeit mit dem Umweltgutachterausschuß Zugang zu den relevanten Fakten erhalten können.

Substitution

353. Die Diskussion um Deregulierung in Verbindung mit der Öko-Audit-Verordnung hat zunächst in Bayern zu einem anderen Lösungsansatz geführt. Zwar wird auch dort das Fernziel der De- beziehungsweise Reregulierung gesetzlicher Vorschriften verfolgt. Jedoch wird von den am Umweltpakt

Bayern beteiligten Parteien der Umstand berücksichtigt, daß eine umfassende Deregulierung gegenwärtig nicht möglich ist. Neben rein politisch motivierten Meinungsverschiedenheiten stehen einer raschen Deregulierung insbesondere EG-rechtliche (Art. 130r Abs. 1 und 2 EGV) und kompetenzrechtliche Hindernisse entgegen.

Gleichwohl wurde versucht, schon zu einem frühen Zeitpunkt auditierten Unternehmen gewisse Erleichterungen zu gewähren. Vor diesem Hintergrund wurde am 23. Oktober 1995 der Umweltpakt Bayern zwischen der Bayerischen Staatsregierung und Bayerischen Industrie- und Handwerksverbänden geschlossen. Bestandteil dieser Vereinbarung war die Verpflichtung der Staatsregierung, registrierten Standorten Entlastungen bei Berichts- und Dokumentationspflichten, Kontrollen und Überwachungen sowie im Genehmigungsverfahren zuteil werden zu lassen. Im Gegenzug verpflichtete sich die Wirtschaft, 500 Standorte in Bayern auditieren zu lassen.

In einem Pilotprojekt, an dem das Bayerische Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen und der Verband der Chemischen Industrie, Landesverband Bayern, beteiligt waren, wurde ein Substitutionskatalog erarbeitet. Ein Teil dieser Vorschläge wurde bereits in Verwaltungsvorschriften eingefügt. Das bayerische Kabinett hat einen Katalog beschlossen, in dem die Vorschläge zusammengefaßt wurden. Die Bandbreite dieses Katalogs verdeutlicht, in welchem Umfang Entlastungen bei Berichts- und Dokumentationspflichten, Kontrollen und Überwachungen sowie im Genehmigungsverfahren durch das Öko-Audit realisiert werden können.

354. Ähnliche Substitutionsmodelle wurden auch in anderen Bundesländern verwirklicht. In Schleswig-Holstein wurden Verwaltungsvorschriften für die Immissionsschutzbehörden – Öko-Audit und Erleichterungen im Vollzug des Bundes-Immissionsschutzgesetzes – erlassen. Für die Bereiche Abfallrecht und Wasserrecht werden ähnliche Verwaltungsvorschriften erarbeitet. Im Gegensatz dazu wurde im Saarland ein Katalog verwaltungsrechtlicher Erleichterungen für die Bereiche Immissionschutzrecht, Abfallrecht und Wasserrecht erstellt. Dieser Katalog ist weniger umfangreich als die im Umweltpakt Bayern vorgestellten Erleichterungen. In Berlin hat der VCI-Landesverband mit dem Land eine Umweltallianz geschlossen, in deren Rahmen sich das Land zu gewissen Vollzugserleichterungen verpflichtet. Unter anderem wird die Überwachungshäufigkeit pauschal um die Hälfte verringert. Eine vergleichbare Klausel ist in keinem anderen Konzept vorgesehen (vgl. Tz. 443).

355. Die Substitutionsmodelle werden stark kritisiert (MOORMANN, 1997, S. 188 ff. m. w. N.). Einzelne Vorschläge des Katalogs würden dazu führen, daß Behörden ihre eigentlichen Überwachungsaufgaben nicht mehr wahrnehmen könnten. Die Kritik überbewertet jedoch die Bedeutung des Substitutionskatalogs. Sinn und Zweck des Katalogs ist es, unterhalb der Schwelle gesetzlicher Neuregelungen durch Verwaltungsvorschriften eine Vereinfachung der Verfahren zu erzielen. Dies geschieht sowohl zur Steigerung der Effizienz der Umweltverwaltung, dient vordringlich aber dazu, die Leistungen auditierter Unternehmen zu honorieren. Bei der Erarbeitung, aber auch der kritischen Betrachtung von Konzepten, die im Zusammenhang mit der Öko-Audit-Verordnung erstellt werden, sollte bedacht werden, daß es sich bei dem Öko-Audit um ein neuartiges, dem deutschen Umweltordnungsrecht bislang unbekanntes Instrument handelt. Mit der Öko-Audit-Verordnung wollte der Gesetzgeber einen neuen Weg beschreiten, das Instrumentenspektrum für den Bereich des Umweltrechts zu erweitern. Es ist erforderlich, daß angesichts der fehlenden Daten zur Leistungsfähigkeit des Systems Legislative und Exekutive bei der Umsetzung ihrer Strategien eine besondere Umsicht walten lassen. Wenn allerdings jeder auf Erleichterung abzielende Anreiz zur Teilnahme bereits im Keim erstickt wird, besteht die viel größere Gefahr, daß das Konzept des Umwelt-Audit-Systems keine weitere Entwicklungschance hat und der unbefriedigende Status quo im Verwaltungsvollzug bestehen bleibt.

356. Angesichts des bestehenden Vollzugsdefizits im Umweltrecht stellen die Substitutionskataloge der Länder durchaus einen gangbaren Weg dar. Die betreffenden Länder haben dem Drängen nach gesetzlicher Deregulierung, deren Wert bislang umstritten ist, widerstanden und statt dessen auf Verwaltungsebene Vollzugsregelungen erarbeitet. Ohne Abstriche am materiellen Umweltrecht wird der Verwaltung eine Verwaltungsvorschrift an die Hand gegeben, aus der hervorgeht, ob, wie und in welchem Umfang die Tatsache, daß ein Unternehmen als geprüfter Standort nach der Öko-Audit-Verordnung registriert ist, im Einzelfall zu berücksichtigen ist.

Abweichungen von dieser Vorgehensweise sind bei Anhaltspunkten, die auf einen Verstoß gegen materielles Umweltrecht oder gegen den „Geist" der Öko-Audit-Verordnung schließen lassen, möglich. Standorte mit wenig aussagekräftigen Umwelterklärungen werden nach Auffassung des Umweltrates von den Substitutionsmodellen kaum profitieren können. Dies liegt zum einen daran, daß Mitarbeiter in der Verwaltung bei wenig aussagekräftigen Umwelterklärungen, die keinen realistischen Einblick in die Umweltperformance des Unternehmens gestatten, schon aus Eigeninteresse nicht die Erleichterungen der Substitutionsvorschläge anwenden. Zum anderen knüpfen viele Erleichterungen in den öko-auditbezogenen Verwaltungsvorschriften an bestimmte Inhalte in den Umwelterklärungen an. Weisen die Umwelterklärungen diesen Detaillierungsgrad nicht auf, kommt eine Berücksichtigung der Tatsache, daß ein Unternehmen registriert ist, nicht in Betracht. In der Bayerischen Verwaltungsvorschrift zum Vollzug der Anlagenverordnung (VVAwS) vom 22. Januar 1997 ist in Ziffer 23.8.2 beispielsweise vorgesehen, daß der Betreiber in bestimmten Fällen zum Nachweis der Durchführung der Prüfung nach § 19i Abs. 2 Satz 3 WHG (Maßnahmen zur Beobachtung der Gewässer und des Bodens zur frühzeitigen Erkennung von Verunreinigungen) in Verbindung mit § 23 der Kreisverwaltungsbehörde einen Auszug aus der Umwelterklärung im Sinne des Artikel 5 der Öko-Audit-Verordnung für den registrierten Standort

nach Artikel 8 der Öko-Audit-Verordnung und eine Bestätigung des zugelassenen Umweltgutachters im Sinne von Artikel 2 Buchstabe m der Öko-Audit-Verordnung vorzulegen hat, aus der sich ergibt, daß die Anlage den wasserrechtlichen Anforderungen entspricht. Fehlen diese Aussagen in der Umwelterklärung, darf das Unternehmen nicht in den Genuß der Erleichterungen kommen.

Skepsis besteht auch hinsichtlich der Regelung über die Reduzierung der Prüfhäufigkeit im Rahmen der Umweltallianz Berlin. Es erscheint fraglich, ob angesichts der vorab geschilderten Probleme mit der Beurteilung der Leistungsfähigkeit des Umwelt-Audit-Systems eine so weitgehende Erleichterung wünschenswert ist. Bedenklich ist auch, daß die sogenannte Anlaßkontrolle gemäß § 26 BImSchG in einigen Länderregelungen von den Vereinfachungen erfaßt wird. Dies ist nach Auffassung des Umweltrates nicht sachgerecht. Die validierte Umwelterklärung stellt für einen bestimmten Zeitpunkt die Übereinstimmung mit umweltrelevanten Rechtsvorschriften sowie den sonstigen inhaltlichen Anforderungen der Öko-Audit-Verordnung fest. Grundsätzlich läßt sich daraus die Prognose für ein rechtskonformes Verhalten des validierten Betriebes ableiten. Diese Vermutung wird allerdings bei Vorliegen eines besonderen Anlasses im Sinne des § 26 BImSchG widerlegt; es besteht vielmehr ein Anhaltspunkt für das Versagen des Systems. Der Vollzug der anlaßbezogenen Kontrollen kann folglich nicht substituiert werden. Gewisse Bedenken bestehen auch insoweit, als die Berichtspflichten im Rahmen der behördlichen Überwachung nicht nur dem Informationsbedürfnis der Verwaltung dienen; über das Umweltinformationsgesetz sollen auch die sich aus diesen Berichtspflichten ergebenden Informationen dem Bürger zugänglich gemacht werden. Die knappe Form der Umwelterklärung bietet insoweit keinen Ausgleich für den Wegfall der Berichtspflichten. Möglicherweise könnte aber mit der Ausarbeitung verbindlicher Inhalte der Umwelterklärung ein Ausgleich geschaffen werden, der diesen Mangel kompensiert.

357. Zusammenfassend läßt sich also feststellen, daß mit den Substitutionsvorschlägen ein Konzept erarbeitet wurde, das die materiellen Vorgaben des Umweltrechts unberührt läßt, und – ohne den aufwendigen Gesetzgebungsmechanismus in Gang zu setzen – für die Verwaltung vollziehbare Anweisungen geschaffen hat, die sowohl den Umweltbehörden als auch den Unternehmen zum Teil erhebliche Entlastungen verschaffen. Den Substitutionsvorschlägen haften allerdings eine Reihe von Problemen an. Die Vollzugspraxis wird zeigen, in welchem Umfang die Substitutionsvorschläge unter Beachtung des Prinzips der funktionalen Äquivalenz mit Erfolg eingesetzt werden können. Soweit Anhaltspunkte dafür bestehen, daß an einem Standort, obgleich er registriert ist, die Einhaltung aller Umweltvorschriften nicht gewährleistet ist, kann die zuständige Behörde wieder die üblichen Vollzuginstrumente anwenden. Zeichnet sich nach einer bestimmten Frist das Scheitern dieses Modells ab, kann eine entsprechende Änderung der Verwaltungsvorschriften vorgenommen werden. Die zuvor beschriebenen Modelle mit substituierenden Elementen, die in einzelnen Bundesländern als Vollzugserleichterung für am Öko-Audit teilnehmende Unternehmen angewendet werden, sind sowohl hinsichtlich ihres umweltrechtlichen Gestaltungsrahmens als auch nach ihrem Umfang sehr unterschiedlich. Nach Ansicht des Umweltrates können aus dieser unabgestimmten Vorgehensweise der Länder Erwartungshaltungen der Unternehmen entstehen, die sich bei der angestrebten späteren bundeseinheitlichen Lösung gegebenenfalls nicht realisieren lassen.

Novellierung der Öko-Audit-Verordnung

358. Gemäß Artikel 20 der Öko-Audit-Verordnung hat die EU-Kommission 1998 über die Novellierung der Verordnung zu entscheiden. Ein Entwurf der Novelle für die Öko-Audit-Verordnung ist für Mitte 1998 angekündigt; mit dem Beschluß einer revidierten Öko-Audit-Verordnung ist nicht vor dem Jahr 2000 zu rechnen. In den Diskussionen um die Revision hat sich eine Reihe von Punkten herauskristallisiert, bei denen ein Überarbeitungsbedarf gesehen wird. Auf der anderen Seite besteht wohl Einigkeit darüber, daß wesentliche inhaltliche Elemente der Verordnung nicht verändert werden sollen. Dies ist nach Ansicht des Umweltrates auch erforderlich, um nicht die Leistungsfähigkeit des Umwelt-Audit-Systems zu beschneiden.

Einigkeit besteht darüber, daß die Teilnahme auch weiterhin freiwillig sein wird und die Grundstrukturen – insbesondere die Elemente mit Außenwirkung – erhalten bleiben werden. Allerdings soll es eine stärkere Anlehnung an die ISO 14001 geben (KRISOR, 1997). Möglicherweise wird auch die Gliederung der Öko-Audit-Verordnung entsprechend angepaßt werden. Dies würde die Handhabung der Öko-Audit-Verordnung für die Unternehmen vereinfachen (SCHMIHING et al., 1995) und ist daher zu begrüßen. Es bestehen ferner Überlegungen, den Standortbegriff der Öko-Audit-Verordnung zugunsten des Organisationsbegriffs der ISO 14001 aufzugeben. Diese Änderung hätte den Vorteil, daß man ein weltweit anerkanntes Bezugssystem für den Aufbau eines Umweltmanagementsystems erhielte. Nachdem der Standortbegriff weder in den Umweltgesetzen der meisten Mitgliedstaaten fest verankert noch unproblematisch in der Auslegung ist, spricht wohl einiges für diese Änderung. Darüber hinaus ist beabsichtigt, den Anwendungsbereich der Öko-Audit-Verordnung wesentlich auszuweiten. Über den bisherigen Stand hinaus sollen sich zukünftig alle Branchen und die öffentliche Verwaltung auditieren lassen können. Es ist grundsätzlich zu begrüßen, daß eine Öffnung stattfindet. Es ist allerdings zu beachten, daß die Öko-Audit-Verordnung ursprünglich für das Produzierende Gewerbe entwickelt wurde. Aus diesem Grund werden Anpassungsschwierigkeiten auftreten. So ist beispielsweise zu berücksichtigen, daß ein nicht produzierendes Unternehmen keine besonderen Umweltbelastungen mit sich bringt, eine Registrierung mithin sehr viel einfacher erlangen kann. Dies könnte den Wert einer Auditierung inflationieren. Dem könnte möglicherweise mit einem alternativen Anforderungskatalog begegnet

werden. Ein Dienstleistungsunternehmen müßte etwa eine Umweltprüfung seiner Angebote durchführen. Es ist außerdem zu erwägen, für unterschiedliche Branchen verschiedenartige Audit-Logos zu entwickeln. Es wäre für die Öffentlichkeit dadurch transparenter, daß eine Vielzahl von Branchen am Umwelt-Audit-System teilnehmen kann. Dadurch könnte letztlich auch der Eindruck vermieden werden, die Auditierung eines produzierenden Unternehmens sei mit der Auditierung eines Einzelhandelsgeschäfts vergleichbar. Der Umweltrat hat ferner gefordert (SRU, 1994, Tz. 333), die Öko-Audit-Verordnung durch Öko-Bilanzen zu ergänzen. Dieser Gedanke wird in dem Vorschlag aufgegriffen, daß die Umwelteigenschaften der Produkte der am Umwelt-Audit-System teilnehmenden Unternehmen in größerem Umfang berücksichtigt werden müssen. Es wird ferner über die Einführung eines Öko-Audit-Logos für Produkte diskutiert. Der Umweltrat begrüßt diese Überlegung. Die Öko-Audit-Verordnung hat bislang noch zu wenig Aufmerksamkeit in der Öffentlichkeit erfahren. Mit einem Logo könnte eine wirksamere Außendarstellung erfolgen. Gleichwohl dürfte eine Produktwerbung jedenfalls so lange nicht erfolgen, wie nicht die Produkte stärker im Rahmen der Auditierung berücksichtigt werden. Schließlich wird erwogen, den Turnus der Wiederholungsaudits auf ein Jahr zu verkürzen. Mit dieser Verkürzung sind zwar offensichtliche Vorteile verbunden; sie führt allerdings auch zu einer Mehrbelastung für die Unternehmen, welche die Motivation für eine Teilnahme an dem System weiter verringern könnte. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist eine Verkürzung des Turnus daher nicht anzuraten. Grundsätzlich hält der Umweltrat die rasche Novellierung für zwingend erforderlich. Andernfalls besteht die Gefahr, daß die Öko-Audit-Verordnung im Wettbewerb mit der ISO 14001 unterliegen wird.

2.3 Zum Verhältnis deutscher und europäischer Umweltpolitik

2.3.1 Positionen europäischer Umweltpolitik

359. Der Umweltrat hat sich in seinen letzten Gutachten zu der Entwicklung der Umweltpolitik in der Europäischen Union geäußert. Dabei hat er den veränderten Stellenwert des Umweltschutzes seit der Gipfelkonferenz von Paris im Jahre 1972 gewürdigt und die weitere Aufwertung begrüßt, die der Umweltschutz über die Einheitliche Europäische Akte von 1987 hinaus im Vertrag von Maastricht von 1992 erfahren hat (SRU, 1994, Tz. 573 ff.). Zuletzt hat er die Bemühungen um die Revision des Maastrichter Vertrages kritisch gewürdigt (SRU, 1996a, Tz. 206 ff.).

360. Seit 1996 haben sich einige weitere wichtige internationale Entwicklungen im Umweltschutz ergeben, die auch auf die gemeinschaftliche europäische Umweltpolitik Auswirkungen haben. Die allgemeinen umweltpolitischen Beratungen in der Europäischen Union seit Januar 1996 konzentrierten sich dabei vor allem auf die Festlegung EU-einheitlicher Positionen für die Tagungen der Commission on Sustainable Development (CSD) und für die UN-Sondergeneralversammlung im Juni 1997 sowie für die Verhandlungen der dritten Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention in Kyoto. Weiterhin fanden Beratungen zur Evaluation des 5. Umweltaktionsprogramms statt. Die Beratungen im Ministerrat der EU standen zudem im Zeichen der Weiterentwicklung des Maastrichter Vertrages und der Vorbereitung der Regierungskonferenz in Amsterdam im Juni 1997 (vgl. Tz. 364).

361. Die Sondergeneralversammlung der Vereinten Nationen vom 23. bis 27. Juni 1997 in New York wurde vorbereitet durch die 5. Tagung der Commission on Sustainable Development (CSD), die vom 7. bis 25. April ebenfalls in New York stattfand. Auf der Tagung der CSD legte sich die Europäische Union auf Forderungen für die Sondergeneralversammlung in den Bereichen Wälder, Süßwasser, Energie und Verkehr fest. Für die Waldproblematik forderte die EU die Einrichtung eines Verhandlungmandats für eine internationale Waldkonvention. Diese Forderung, die auf die Verabschiedung einer internationalen Konvention bis 2000 abzielte, wurde auf der CSD-Tagung jedoch vor allem von den Vereinigten Staaten und Japan aus unterschiedlichen Gründen abgelehnt. Weiterhin drängte die EU auf die Ausarbeitung eines globalen Aktionsprogramms „Wasser 21" zur Süßwasserproblematik. Vor allem die Entwicklungsländer nahmen hierzu jedoch unter Hinweis auf die ungeklärte Finanzierung eines solchen Programms eine skeptische Haltung ein. Im Energiebereich zielte eine Initiative der EU auf eine globale Strategie für eine nachhaltige Energienutzung ab. Für den Verkehrsbereich schließlich forderte die EU auf der New Yorker CSD-Tagung eine internationale Besteuerung von Flugbenzin, einen weltweiten Ausstieg aus der Verwendung bleihaltigen Benzins innerhalb der nächsten zehn Jahre und Leitlinien für umweltgerechten Verkehr und die Reduktion von Kfz-Emissionen.

362. Die EU-Verhandlungsposition für die dritte Vertragsstaatenkonferenz zur Klimarahmenkonvention vom 1. bis 11. Dezember 1997 in Kyoto sah eine gegenüber 1990 15%ige Reduktion der Summe der Emissionen von Kohlendioxid, Methan und Distickstoffoxid für alle Industriestaaten bis 2010 sowie als Zwischenziel eine 7,5%ige Reduktion dieser Treibhausgase bis 2005 vor. Die EU hat diese Position vor allem gegenüber den USA und Japan nicht behaupten können. Eine ausführliche Darstellung der Ergebnisse der Konferenz wird in Abschnitt 2.4.1 vorgenommen.

Zur Umsetzung einer zumindest EU-weiten Klimaschutzstrategie hat die Europäische Kommission im März 1997 einen Richtlinienvorschlag zur Veränderung der gemeinschaftlichen Rahmenvorschriften zur Besteuerung von Energieerzeugnissen vorgelegt (Amtsbl.-Nr. 97/C 139/08). Danach soll im Rahmen der bestehenden Verbrauchsteuerstrukturen zum einen die Bemessungsgrundlage auf alle Energieträger (einschließlich Kohle, Gas, Strom) ausgedehnt werden. Zum anderen sollen bereits bestehende Mindeststeuersätze (für Mineralölprodukte) angehoben und dynamisiert werden. Weiterhin sollen besonders klimafreundliche und ressourcenschonende Formen der Energieversorgung wie erneuerbare Energien und Kraft-Wärme-Kopplung von der Besteuerung ausgenommen werden. Der Umweltrat hält den Kommissionsvorschlag – auch wenn er gegenüber

dem vorherigen Richtlinienvorschlag auf eine CO_2-Besteuerung verzichtet – grundsätzlich für einen wichtigen Schritt zur Umsetzung einer gemeinsamen Klimaschutzstrategie der Europäischen Union.

363. Darüber hinaus sind innerhalb der Gemeinschaft insbesondere zwei Entwicklungen von Bedeutung. Zum einen soll die Revision des 5. EU-Umweltaktionsprogramms in ein neues Programm einmünden, zum anderen hat die Revision des Maastrichter Vertrages im Jahre 1997 auch für den Umweltschutz einige Änderungen gebracht. Bei der Frage der Überprüfung des 5. Umweltaktionsprogramms konzentrieren sich die Überlegungen in der Europäischen Union vor allem auf drei Aspekte, die allerdings auch in den früheren Aktionsprogrammen immer wieder Gegenstand weitreichender Forderungen gewesen waren, ohne daß sich substantiell etwas verändert hätte. Es wird danach angestrebt, die Umweltpolitik stärker als bisher in andere Bereiche der EU-Politik zu integrieren. Weiterhin wird dafür plädiert, die Verwendung ökonomischer Instrumente in der EU-Umweltpolitik zu stärken. Schließlich ist man von der Notwendigkeit einer besseren Umsetzung des Gemeinschaftsrechts überzeugt. Allerdings konnten sich die Mitgliedstaaten bis jetzt nicht darauf einigen, der Gemeinschaft beziehungsweise der Kommission hierfür zusätzliche rechtliche Möglichkeiten zur Verfügung zu stellen. Zur Unterstützung der Implementation des EU-Umweltrechts setzt man damit weiterhin auf Finanzhilfen, die Bildung von Netzwerken, die einen Austausch von Fachpersonal und Informationen ermöglichen sollen (WERNER, 1996), auf den Versuch, vor allem über die Europäische Umweltagentur (vgl. Tz. 381 ff.) eine verbesserte Kontrolle durch verstärkte Offenlegung und Vereinheitlichung von Informationen anzustreben sowie nicht zuletzt auf eine Verstärkung von Partizipation und gesellschaftlicher Kontrolle.

Insgesamt ist zu beobachten, daß sich der Charakter des Aktionsprogramms in Richtung auf zunehmende Unverbindlichkeit ändert. Damit werden die Hoffnungen, die sich an die durch den Maastrichter Vertrag veränderte Rolle des Europäischen Parlaments geknüpft hatten, enttäuscht. Die stärkere Beteiligung des Parlaments bei der Programmformulierung hat nicht, wie erhofft, zu einer qualitativen Verbesserung der Programme geführt, sondern zu ungenaueren Formulierungen. Die abnehmende Konkretisierung der im Aktionsprogramm vorgeschlagenen Umweltziele und eine zunehmende Unverbindlichkeit von Maßnahmen und Instrumenten entwerten nach Auffassung des Umweltrates jedoch die Aktionsprogramme.

364. Bereits in seinem letzten Gutachten hat der Umweltrat für die Revision des Maastrichter Vertrages vor allem aus umweltpolitischer Sicht wichtige Nachbesserungen des Vertrages angemahnt (SRU, 1996a, Tz. 205–222). Im Juni 1997 haben sich die Staats- und Regierungschefs der Europäischen Union auf einen neuen Vertrag für Europa, den Vertrag von Amsterdam, geeinigt.

Für die Umweltpolitik bedeutet der Amsterdamer Vertrag einige Fortschritte. So ist der Grundsatz der nachhaltigen Entwicklung nunmehr in der Präambel des Vertrages über die Europäische Union und in den Grundsätzen des Vertrages über die Europäische Gemeinschaft, und damit an hervorgehobenen Stellen verankert worden. Allerdings fehlt im Vertragstext eine ausdrückliche Aufschlüsselung der umweltbezogenen Aspekte des Begriffs der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung als Ressourcenschonung, Erhalt der ökologischen Tragekapazität und vorsorgender Gesundheitsschutz. Auch wird in den Grundsätzen die Integration des Umweltschutzes mit den anderen Politiken der Gemeinschaft festgelegt (Art. 3c EGV). Die wichtigste institutionelle Änderung gegenüber dem Maastrichter Vertrag betrifft die nochmalige Stärkung des Europäischen Parlaments durch die weitere Ausdehnung des Mitentscheidungsverfahrens, das bei der Mehrzahl der umweltpolitischen Entscheidungen künftig das Kooperationsverfahren ablösen wird. Eine Ausdehnung des Mehrheitsverfahrens in zentralen Bereichen, etwa bei Beschlüssen über fiskalische Instrumente, hat jedoch nicht stattgefunden. Der Zugang der Bürger zu Dokumenten der Europäischen Union ist nunmehr im Vertrag garantiert. Auch müssen zukünftig die Verhandlungen und Entscheidungen des Rates für Bürger öffentlich und transparent gemacht werden. Nicht zuletzt ist auch die Möglichkeit für die Mitgliedstaaten im Vertrag verankert worden, strengere nationale Umweltschutzmaßnahmen beizubehalten oder neue nationale Maßnahmen einzuführen (Art. 100 a). Allerdings sind daran so strenge Bedingungen geknüpft, daß nicht klar ist, welche tatsächlichen Auswirkungen diese sogenannte „Umweltgarantie" in der politischen Praxis haben wird.

365. Der Umweltrat begrüßt die umweltrelevanten Änderungen des Amsterdamer Vertrages, die sich weitgehend mit den Empfehlungen decken, die der Umweltrat im Umweltgutachten 1996 ausgesprochen hat (SRU, 1996a, Tz. 207 ff.). Jedoch weist er auf einige Defizite hin, auf deren Beseitigung bei der Weiterentwicklung des gemeinschaftlichen Rechts hingearbeitet werden sollte. Insbesondere sollten die Entscheidungsverfahren noch weiter vereinfacht werden, dem Europäischen Parlament sollte ein Initiativrecht zugesprochen werden, in zentralen umweltpolitischen Bereichen (Verkehrs- und Energiepolitik, Landnutzung etc.) muß eine Abkehr vom Einstimmigkeitsprinzip erfolgen, zudem ist die umweltbezogene Beratung vor allem im Gesetzgebungsverfahren zu verbessern. Nicht zuletzt sind auch die finanziellen Instrumente im Umweltbereich weiterzuentwickeln, vor allem in Hinblick auf die Kriterien für die Mittelvergabe. Auch hält der Umweltrat die Einführung einer europäischen Verbandsklage für geboten. Gerade im Hinblick auf die Erweiterung der Europäischen Union um neue Mitgliedstaaten dürften einige dieser Aspekte zukünftig stärkere Aufmerksamkeit erfahren.

2.3.2 Neue Gestaltungsprinzipien der europäischen Umweltpolitik: Herausforderung und Chance für den deutschen Umweltschutz

366. Die zunehmende Bedeutung des europäischen Umweltrechts setzt die deutsche Umweltpolitik unter

steigenden Anpassungsdruck. Die europäischen Umweltrichtlinien der letzten Jahre enthalten zunehmend Gestaltungsprinzipien, die der deutschen Umweltschutzpraxis fremd sind, aber dennoch integriert werden müssen. Dies hat im Einzelfall unterschiedliche Auswirkungen, führt jedoch insgesamt dazu, daß die deutsche Umweltpolitik um neue Problemlösungsansätze ergänzt werden muß. Vor allem die Betonung ordnungsrechtlicher Intervention und die Orientierung am Stand der Technik kennzeichnen die deutsche Tradition in der Umweltpolitik, die mit vielen Prinzipien der neueren europäischen Umweltschutzstrategien nur schwer vereinbar ist (LENSCHOW, 1997). Die Europäische Union setzt seit einigen Jahren im Umweltschutz verstärkt auf Rahmensteuerung durch Qualitätsziele und bevorzugt insgesamt Maßnahmen, die die Selbststeuerungskräfte der Wirtschaft für den Umweltschutz zu stärken versuchen. Die Probleme, die sich aus diesen Entwicklungen für die deutsche Umweltschutzpraxis ergeben, sollen hier anhand einiger ausgewählter EU-Richtlinien nachgezeichnet werden. Daraus folgen Notwendigkeiten für die Umsetzung und Implementation europäischen Umweltrechts sowie Vorschläge für künftige Strategien bei der Gestaltung europäischer Umweltschutzmaßnahmen.

Die Inkompatibilitäten zwischen europäischem Umweltrecht und der deutschen Praxis schlagen sich vor allem in unterschiedlichen Problemlösungsansätzen verschiedener Rechtstraditionen und in unterschiedlicher Verwaltungspraxis nieder. Umsetzung und Implementation europäischer Vorgaben gestalten sich entsprechend schwierig.

Umweltinformation

367. Die Richtlinie über den freien Zugang zu Umweltinformationen von 1990 zeichnet sich ebenfalls durch ihre schwierige Vereinbarkeit mit der deutschen Rechtstradition und Verwaltungspraxis im Umweltschutz aus. Sehr allgemein kann davon gesprochen werden, daß das Selbstverständnis der deutschen Verwaltung eine direkte Verantwortlichkeit gegenüber dem Bürger noch nicht vorsieht. Eine begrenzte Veröffentlichung von entscheidungsrelevanten Informationen ist vorgesehen im Rahmen von Verwaltungsverfahren wie Raumordnungs-, Bauleitplanungs-, Planfeststellungs- und bestimmten Genehmigungsverfahren. Außerdem sind in § 29 Verwaltungsverfahrensgesetz Informationszugangsrechte vorgesehen. Umfassende Rechte auf Informationszugang gab es aber im bisherigen deutschen Recht nicht. Deshalb bedeutet die Richtlinie eine erhebliche Veränderung im Selbstverständnis der deutschen Verwaltungen. Die formale Umsetzung erfolgte mit eineinhalbjähriger Verspätung durch das Umweltinformationsgesetz vom 8. Juli 1994.

368. Die verspätete und restriktive Umsetzung der EU-Richtlinie durch das Umweltinformationsgesetz wurde vom Umweltrat bereits im letzten Umweltgutachten kritisiert (SRU, 1996a, Tz. 195 ff.). Die sehr enge Interpretation der Informationspflicht der Behörden im Umweltinformationsgesetz schlägt sich in folgenden Aspekten nieder: Erstens bezieht sich das Gesetz nur auf Behörden, die explizit mit dem Umweltschutz befaßt sind. Andere Behörden, deren Tätigkeit ebenfalls umweltrelevant ist, sind von dem Gesetz nicht betroffen. Zweitens sind einige Formulierungen des Gesetzes direkt aus der EU-Richtlinie übernommen. Dadurch werden Unklarheiten und Kompromißformeln, die eigentlich durch die nationale Gesetzgebung konkretisiert werden sollten, in das deutsche Recht mit übernommen. Vor allem die Frage, welche Dokumente und Informationen unter die Informationspflicht fallen, wird im Gesetzestext nicht in der wünschenswerten Klarheit behandelt. In der praktischen Umsetzung des Umweltinformationsgesetzes ist überdies umstritten, ob das Gesetz ein Einsichts- oder ein Auskunftsrecht interessierter Bürger beinhaltet (vgl. BVerwG, NJW 1997, 753). Drittens wird die Befugnis zur Erhebung von Gebühren, die die EU-Richtlinie erteilt, durch die das Umweltinformationsgesetz begleitende Umweltinformationsgebührenverordnung so ausgelegt, daß die Gebührenerhebung möglicherweise von Anträgen auf Informationsübermittlung abschreckt (LENSCHOW, 1997). Vor allem die restriktive Auslegung des Zugangs zu Umweltinformationen im Umweltinformationsgesetz und die unbefriedigende Gebührenregelung haben mittlerweile die Europäische Kommission veranlaßt, Deutschland wegen unzureichender Umsetzung der Umweltinformationsrichtlinie zu verklagen.

369. Insgesamt wird an dieser restriktiven Auslegung der Informationspflicht durch das deutsche Umweltinformationsgesetz deutlich, wie sehr die EU-Richtlinie zur Umweltinformation der deutschen Verwaltungspraxis widerspricht. Die Offenlegung von entscheidungsrelevanten Informationen ist in der Verwaltung traditionell nur im Rahmen von Verwaltungsverfahren vorgesehen und auch dann nur an einen begrenzten Personenkreis. Die Pflicht zur Bereitstellung von Umweltinformationen ist ein typisches Beispiel für den Anpassungsdruck, dem die deutsche Umweltschutzpraxis durch die europäische Umweltgesetzgebung ausgesetzt ist.

Umweltverträglichkeitsprüfung

370. Auch die Richtlinie zur Umweltverträglichkeitsprüfung von 1985 konfrontiert das deutsche Rechtssystem mit Gestaltungsprinzipien, die einen erheblichen institutionellen Anpassungsdruck erzeugen. Der Ansatz der UVP-Richtlinie richtet sich auf eine medienübergreifende Kontrolle von Umweltauswirkungen, Genehmigungsverfahren mit Konzentrationswirkung und auf eine umfassende Öffentlichkeitsbeteiligung (vgl. SRU, 1996a, Tz. 563 ff.; SRU, 1987). Das deutsche Verwaltungsrecht zeichnet sich im Gegensatz dazu durch eine stark medienorientierte Vorgehensweise, sektorale und gestufte Genehmigungsverfahren und eine zwar verbindliche, aber begrenzte Öffentlichkeitsbeteiligung aus (HÉRITIER et al., 1994, S. 317). Dies sowie die traditionelle verwaltungsinterne Aufgabenverteilung und die Ausbildung des Personals lassen eine medienübergreifende Erfassung von Umweltauswirkungen, wie es die Umweltverträglichkeitsprüfung vorsieht, eigentlich nicht zu. In die gleiche Richtung wirkt die mangelnde medienübergreifende Ausbildung eines

Teils der Gutachter. Allerdings gibt es in jüngerer Zeit eine Tendenz zur Einrichtung von Umweltbehörden mit umfassenden Kompetenzen.

371. Die verspätete Umsetzung der Umweltverträglichkeitsprüfung in deutsches Recht erfolgte durch die Integration in bestehende Verwaltungsverfahren. Dies führt zum einen dazu, daß ein medienübergreifender Ansatz nicht verwirklicht wird. Dies wird auch daran deutlich, daß in der Umweltverträglichkeitsprüfung auf bereits existierende medienspezifische Technische Anleitungen zurückgegriffen wird, wenngleich die maßgebliche Verwaltungsvorschrift auch medienübergreifende Maßstäbe vorgibt. Zum anderen wird durch diesen Rückgriff auf bestehende Verwaltungsverfahren die Öffentlichkeit nicht in dem Maße beteiligt, wie es die EU-Richtlinie eigentlich fordert. Insgesamt läßt sich zudem sagen, daß die deutsche Gesetzgebung auf die ungewohnten Gestaltungsprinzipien der EU-Richtlinie mit unklaren und mehrdeutigen Vorgaben für die Verwaltung reagierte. Im Ergebnis führt dies zu einer trotz ihrer Verspätung relativ umfassenden formalen rechtlichen Umsetzung mit einer allerdings problematischen praktischen Implementation. So ist bei Vorhaben der Liste 2 nach wie vor umstritten, wann eigentlich eine Umweltverträglichkeitsprüfung durchzuführen ist. Ob diese Unklarheiten durch den Versuch der Konkretisierung in der novellierten UVP-Richtlinie 97/11/EG, die bis zum 14. März 1999 in nationales Recht umgesetzt werden muß, beseitigt werden können, muß abgewartet werden.

372. Die Fremdheit des Instruments Umweltverträglichkeitsprüfung für das deutsche Rechtssystem führte also zunächst zu einer verspäteten formalen Umsetzung. Die Umsetzung der Richtlinie durch Rückgriff auf die bereits vorhandene Struktur von sektoralen, mit geringer Konzentrationswirkung ausgestatteten Verwaltungsverfahren und medienspezifischen Technischen Anleitungen führt in diesem Fall dazu, daß die Intention der EU-Gesetzgebung, mit der Umweltverträglichkeitsprüfung einen medienübergreifenden Ansatz zu erreichen, der eine hohe Konzentrationswirkung von Genehmigungsverfahren mit umfassender Öffentlichkeitsbeteiligung verbindet, in der praktischen Implementation in Deutschland noch nicht verwirklicht ist.

IVU-Richtlinie

373. Die EU-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU-Richtlinie), die am 24. September 1996 verabschiedet wurde, zielt vor allem auf ein integriertes, medienübergreifend angelegtes Genehmigungsverfahren für industrielle Anlagen ab (SRU, 1996a, Tz. 133 ff.). Die Richtlinie beinhaltet eine Kombination von weitreichenden Informationspflichten gegenüber der Öffentlichkeit mit einer Orientierung an Umweltqualitätszielen und am Stand der Technik. Sie weist somit eine Kombination von verschiedenen umweltpolitischen Gestaltungsprinzipien auf. Damit erzeugt die Richtlinie zahlreiche Reibungspunkte mit dem deutschen Ansatz, enthält jedoch, wie im Folgenden zu zeigen sein wird, einige Elemente, die die deutsche Umweltschutzpraxis sinnvoll ergänzen können.

374. Die IVU-Richtlinie sieht ein einheitliches Genehmigungsverfahren für industrielle Anlagen vor. Dabei hat sich die Genehmigung sowohl an Umweltqualitätszielen als auch an der besten verfügbaren Technologie zu orientieren. Die Richtlinie legt allerdings selbst weder Qualitätsstandards noch Emissionsgrenzwerte fest. Überdies ist das Verhältnis, in dem Umweltqualitätsziele und der Stand der Technik zu berücksichtigen sind, nicht vollständig geklärt. Wenn die angestrebte Umweltqualität auch mit der besten verfügbaren Technik nicht zu erreichen ist, darf die Anlage in der betreffenden Region nicht betrieben werden, oder die Emissionen der schon vorhandenen Anlagen sind einzuschränken. Sind die Umweltqualitätsziele auch ohne die beste verfügbare Technik zu erreichen, darf mit suboptimaler Technik gearbeitet werden, sofern keine weiträumigen oder grenzüberschreitenden Verschmutzungen verursacht werden; dabei ist ein insgesamt hohes Schutzniveau einzuhalten. Diese Möglichkeit des „Auffüllens" bisher unbelasteter Regionen wird vermutlich nach wie vor durch einige unklare Formulierungen in der Richtlinie eröffnet (STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 979).

375. Aus deutscher Sicht sind vor allem zwei kritische Punkte von großer Bedeutung: Erstens widerspricht die in der Richtlinie vorgesehene Möglichkeit, Genehmigungen trotz Erfüllung der Genehmigungsvoraussetzungen zu verweigern, der Genehmigungspflicht im deutschen Immissionsschutzrecht (APPEL, 1995, S. 401). Zweitens läßt die Richtlinie die Möglichkeit offen, in wenig vorbelasteten Gebieten Anlagen zuzulassen, die nicht dem Stand der Technik entsprechen, sofern keine weiträumigen oder grenzüberschreitenden Verschmutzungen verursacht werden (STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 979). Die Forderung der Richtlinie nach einem hohen Schutzniveau läßt jedenfalls Raum zu vielfältigen Interpretationen. Insgesamt ist festzuhalten, daß die Umsetzung der Richtlinie in deutsches Recht einerseits einen nicht unerheblichen Anpassungsdruck erzeugen wird, vor allem im Hinblick auf die Genehmigungspflicht im Bundes-Immissionsschutzgesetz (STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 975). Andererseits wird Deutschland jedoch auch nach Umsetzung der IVU-Richtlinie seinen Umweltschutzstandard halten können. Auch das Postulat der medienübergreifenden Vorgehensweise stellt, so wie es in der Richtlinie formuliert ist, das deutsche Umweltrecht vor keine großen Anforderungen. Zum einen enthält die Richtlinie wenig konkrete Vorgaben für die Verwirklichung einer solchen Vorgehensweise, zum anderen enthält auch das deutsche, um die Umweltverträglichkeitsprüfung ergänzte Immissionsschutzrecht bereits Elemente eines medienübergreifenden Ansatzes (STEINBERG und KOEPFER, 1997, S. 974 f.). Wettbewerbsverzerrungen sind allerdings absehbar durch die Möglichkeit, in wenig belasteten Gebieten Europas Industrieanlagen anzusiedeln, die nicht dem Stand der Technik entsprechen.

376. Im Hinblick auf die europaweite Umweltqualität sind allerdings negative umweltpolitische Effekte

nicht ausgeschlossen. Es ist davon auszugehen, daß durch die qualitätszielorientierte Vorgehensweise bis jetzt kaum belastete Regionen durch neue Anlagen stärker verschmutzt werden dürfen, als es bei einer ausschließlichen Orientierung am Stand der Technik geschehen würde. Das ungenaue Verhältnis zwischen Umweltqualitätszielen und Emissionsstandards in der Richtlinie kann letztlich zu einer Schadstoffdistribution anstatt zu einer möglichst weitgehenden Schadstoffreduzierung führen. Inwieweit die zusätzliche Gefahr, daß es so zu einer Zunahme der weiträumigen Luftverschmutzung kommt, durch die entsprechenden Regelungen der IVU-Richtlinie abgewendet werden kann, muß abgewartet werden.

377. Der Ansatz, durch Rückgriff auf Umweltqualitätsziele die Emissionsorientierung zu ergänzen, ist für den deutschen Umweltschutz gleichwohl sehr beachtenswert. Diese Ergänzung bietet die Möglichkeit, zu einem stärker vorsorgeorientierten Umweltschutz zu kommen, als dies mit einer reinen Emissionsorientierung möglich ist. Die nur selektive Verwendung medienbezogener Qualitätsstandards im deutschen Umweltrecht birgt die Gefahr in sich, daß durch die Konzentration auf Emissionsgrenzwerte regional gefährliche Belastungen entstehen. Dem kann ohne Umweltqualitätsziele nicht entgegengetreten werden. Die Herausforderung und Chance der IVU-Richtlinie für die deutsche Umweltschutzpraxis besteht mithin darin, das Prinzip der Emissions- und Immissionsorientierung in sinnvoller Weise zu verbinden, indem neben der Begrenzung der Emissionen auch eine vorsorgende Politik der Immisionsorientierung betrieben wird (APPEL, 1995, S. 401).

Auto-Öl-Programm

378. Das Auto-Öl-Programm, 1991 von der EU-Kommission initiiert, hat zu ersten Richtlinienvorschlägen geführt, die derzeit in den gesetzgebenden Institutionen der Europäischen Union diskutiert werden. Die Besonderheit des Programms besteht allerdings eher in der Art seiner Formulierung als in neuartigen und für die deutsche Umweltschutzpraxis fremden Gestaltungsprinzipien und Instrumenten. Der derzeit absehbare institutionelle Anpassungsdruck für das deutsche Rechtssystem und die Verwaltungspraxis ist daher als gering zu veranschlagen.

379. Das Auto-Öl-Programm resultierte aus der Einsicht, daß nach den durch Abgasgrenzwerte erreichten Erfolgen bei der Kfz-Abgasregulierung in den achtziger Jahren weitere spürbare Senkungen der Luftbelastung durch Autoabgase nur durch eine Verbesserung der Kraftstoffqualität zu erreichen seien. Die Kommission initiierte daher Gespräche mit den europäischen Spitzenverbänden der Auto- und der Ölindustrie. Auf der Basis von Forschungsprogrammen wurden Umweltqualitätsziele formuliert, mit deren Hilfe nach Kosten-Nutzen-Überlegungen Abgasgrenzwerte und Qualitätsnormen für Kraftstoffe formuliert wurden. Das Neuartige an diesem Vorgehen war vor allem eine kommissionsintern vernetzte Zusammenarbeit der Generaldirektionen für Energie und Umwelt sowie das direkte Ansprechen europäischer Industrieverbände, das zunächst unter Ausschluß der nationalen Regierungen stattfand. Das Auto-Öl-Programm mündet in zwei Richtlinien, die ab 2000 deutlich schärfere Grenzwerte für Kraftfahrzeugemissionen und anspruchsvollere Qualitätsnormen für Kraftstoffe vorschreiben sollen. Darüber hinaus werden die Richtlinien nochmals verschärfte Richtwerte für Emissionen und Kraftstoffqualität enthalten, die ab 2005 gelten sollen, jedoch unverbindlich sind. Ein bereits initiiertes Programm Auto-Öl II, das diese Richtwerte für 2005 als verbindliche Grenzwerte festschreiben sollte, ist dagegen gescheitert.

Die Grenzwerte und Qualitätsnormen von Auto-Öl I implizieren für die deutsche Umweltpolitik vermutlich keinen so großen Anpassungsdruck wie viele andere EU-Richtlinien. Es handelt sich um einen Problemlösungsansatz, der durch seine Technikorientierung und Verwendung von eindeutigen Emissionsgrenzwerten vom deutschen Rechtssystem problemlos übernommen werden dürfte.

Strategien Deutschlands bei der Gestaltung und Umsetzung der EU-Umweltpolitik

380. Angesichts der oben angeführten Schwierigkeiten, EU-Richtlinien in das System des deutschen Umweltrechts zu übersetzen, wiederholt der Umweltrat seine Forderung, bei der europabezogenen Umweltpolitik stärker auf eine antizipierende Strategie zu setzen (SRU, 1996a, Tz. 214). Die Strategie, in europäischen Entscheidungsprozessen eine Übernahme der deutschen Regulierungsphilosophie auf europäischer Ebene anzustreben, ist auf Dauer nicht erfolgversprechend und führt letztlich zu den genannten Umsetzungsproblemen. Deutschland muß daher schon in der nationalen Gesetzgebung Entwicklungen auf europäischer Ebene stärker antizipieren. So wird auch die Position Deutschlands in der europäischen Politikformulierung gestärkt, da deutlicher wird, was auf EU-Ebene erfolgreich durchgesetzt werden kann. Nur durch eine stärker kooperierende Strategie kann einer möglicherweise drohenden Isolierung der deutschen Umweltpolitik in Europa entgegengewirkt werden, und nur so kann Deutschland eine aktive Rolle bei der Gestaltung des europäischen Umweltschutzes behalten.

Eine verbesserte Stellung der deutschen Umweltpolitik mit Blick auf eine aktive Gestaltung der europäischen Gesetzgebung muß jedoch abgesichert werden durch eine veränderte Praxis der Entsendung deutscher Beamter nach Brüssel. Wie die meisten europäischen Staaten sollte auch Deutschland bestrebt sein, eine ausreichende Anzahl hochqualifizierter Vertreter in der Kommission zu plazieren. Bei der derzeitigen Praxis stellt ein Aufenthalt in Brüssel für einen deutschen Beamten jedoch eine Karrieresackgasse dar. Die Anreize für qualifiziertes deutsches Personal, eine Tätigkeit bei der Kommission anzustreben, sind entsprechend gering. Die Aufwertung der Tätigkeit deutscher Beamter in Brüssel mit Blick auf ihre Laufbahn ist daher dringend geboten, um die deutsche Position bei der Kommission zu stärken.

Weiterhin muß jedoch auch auf der Umsetzungsebene sichergestellt werden, daß EU-Richtlinien pünktlich und inhaltlich korrekt umgesetzt werden. Inwie-

weit es sinnvoll und erfolgversprechend ist, für den Vollzug EU-Finanzierungshilfen in Anspruch zu nehmen, muß jeweils geprüft werden. Die Entwicklungen der letzten Jahre haben gezeigt, daß europäische Umweltrichtlinien die deutsche Umweltschutzpraxis zwar vor neue Herausforderungen stellen, aber auch Chancen für eine Bereicherung des Repertoires des deutschen Umweltschutzes enthalten. Eine offene Informationspolitik, eine Stärkung der Selbstregulierung der Wirtschaft im Schatten der Hierarchie und die Ergänzung der traditionellen Emissionsorientierung durch Umweltqualitätsziele stellen nach Ansicht des Umweltrates sinnvolle Erweiterungen des deutschen umweltpolitischen Instrumentariums dar.

2.3.3 Zur Rolle der Europäischen Umweltagentur

381. Der Umweltrat hat verschiedentlich die Einrichtung der Europäischen Umweltagentur als wesentlichen Beitrag zur gemeinschaftlichen Umweltpolitik gewürdigt (SRU, 1996a, Tz. 217 f.). Nachdem die Agentur auf Grundlage der Verordnung des Rates zur Errichtung einer Europäischen Umweltagentur und eines Europäischen Informations- und Umweltbeobachtungsnetzes (1210/90/EWG) im Dezember 1993 ihre Arbeit aufgenommen hat, ist die Aufbauphase weitgehend abgeschlossen. Es wurden mittlerweile erste Arbeitsergebnisse in Form von Berichten vorgelegt.

Dabei ist das wichtigste Ziel der Agentur, den Organen der Europäischen Union und den Mitgliedstaaten objektive, zuverlässige und vergleichbare Informationen zur Verfügung zu stellen, um diese in die Lage zu versetzen, entsprechende Maßnahmen zu ergreifen und deren Ergebnisse zu bewerten. Nicht zuletzt soll dadurch auch die sachgerechte Unterrichtung der Öffentlichkeit sichergestellt werden.

Zu den Aufgaben der Agentur gehören neben der Erfassung, Sammlung, Aufbereitung und Bewertung von Daten über den Zustand der Umwelt unter anderem die Integration von europäischen Umweltinformationen in internationale Überwachungsprogramme, die Aufstellung einheitlicher Bewertungskriterien von Umweltdaten, die Entwicklung von Methoden zur Kostenbewertung von Umweltschäden sowie von Vorsorge-, Schutz- und Sanierungsmaßnahmen und die Entwicklung von Verfahren zur Trendvorhersage im Umweltbereich. Zudem werden in regelmäßigen Abständen Gutachten über den Zustand der Umwelt in Europa erstellt. Der erste Lagebericht (Dobříš-Assessment; EUA, 1994) von 1994 wird gegenwärtig überarbeitet (Dobříš + 3).

In einem Mehrjahresarbeitsprogramm (1994 bis 1999) hat die Europäische Umweltagentur 95 Projekte definiert, die in jeweiligen Jahresprogrammen konkretisiert werden. 1996 sind insgesamt 57 Projekte bearbeitet worden.

382. Ein solch umfassendes Arbeitsprogramm läßt sich mit den Ressourcen der Europäischen Umweltagentur alleine nicht bewältigen. Die projekt- und produktorientierte Arbeitsweise der Europäischen Umweltagentur ist deshalb auf die Kooperation mit den Mitgliedstaaten angewiesen. Jeder Mitgliedstaat hat eine nationale Anlaufstelle (Focal Point) benannt, die als Bindeglied zwischen der Agentur und den nationalen Informationsnetzen fungiert. Zudem werden zahlreiche Projekte an sogenannte Europäische Ansprechzentren (Topic Centre) vergeben, die konkrete Fragestellungen bearbeiten. Die Topic Centres sind zumeist Konsortien, in denen Partner aus verschiedenen Mitgliedstaaten vertraglich eingebunden sind. Die Agentur wirkt dann als Koordinator beziehungsweise Supervisor. Von den gegenwärtig neun Topic Centres ist die Federführung von zweien in Deutschland angesiedelt (Air Emission/Umweltbundesamt; Catalogue of Data Sources/Niedersächsisches Umweltministerium). Es ist geplant, die größtenteils medial ausgerichteten Topic Centres zukünftig durch integrierte Ansätze bei der Projektvergabe zu ersetzen.

383. Angesichts der geringen Kapazitäten der Europäischen Umweltagentur scheint es zu einer Arbeitsweise in solchen Netzwerkstrukturen augenblicklich keine Alternative zu geben, zumal sich die Agentur dem Grundsatz verpflichtet fühlt, Daten und Fakten nicht mehrfach zu erheben („to avoid duplicating"). Trotzdem stößt die Europäische Umweltagentur mit der projekt- und produktorientierten Strategie auch mit dieser Arbeitsweise an ihre Grenzen. Zum einen ist es neben den Institutionen der Europäischen Union auch den Mitgliedstaaten möglich, Anfragen an die Europäische Umweltagentur zu stellen, doch fehlt es angesichts der Vielzahl der Projekte der Agentur oftmals an ad-hoc-Ressourcen zur kompetenten Aufgabenerfüllung. Zum anderen ist es der Europäischen Umweltagentur kaum noch möglich – angesichts der Vielzahl der wissenschaftlichen Gremien in den Topic Centres –, die fachlichen Diskussionen fundiert zu begleiten. Eine Kontrolle und Evaluation der Projektergebnisse ist von seiten der Europäischen Umweltagentur mehr und mehr Wunschdenken. Darüber hinaus hat die Agentur erhebliche Schwierigkeiten, das Übermaß an Information („data overload") effektiv in ihre Arbeit einzubeziehen, so daß die Erarbeitung eines Konzepts zur Strukturierung der Informationsströme und des zunehmenden Wissens um Umweltzusammenhänge ein Schwerpunkt der laufenden Arbeit ist.

Man muß deshalb deutlich sehen, daß die Europäische Umweltagentur gegenwärtig nicht in der Lage ist – wie dies vielfach jedoch gefordert wird –, exekutive Aufgaben zu übernehmen, wie etwa die Beteiligung an der Überwachung zur Durchführung des gemeinschaftlichen Umweltrechts; und da dies aufgrund der Arbeitsweise im Netzwerk auch nicht wünschenswert sein kann, will man die innovativen Ansätze, die in diesem Kooperationsmodell liegen, bewahren (LADEUR, 1997, S. 13 ff.).

384. Soll die Europäische Umweltagentur jedoch ihre bestehenden Aufgaben erfüllen, dann muß sie hinsichtlich ihrer Ressourcen dazu auch in die Lage versetzt werden. Zudem betont der Umweltrat noch einmal, daß sich die Tätigkeit der Europäischen Umweltagentur nicht nur auf rein statistische Fragen beschränken darf, sondern auf die umweltrelevante

Beratung der europäischen Institutionen ausgedehnt werden sollte.

Hinsichtlich der grundlegenden Aufgaben der Koordination des Netzwerks und der Übermittlung von Informationen durch die Europäische Umweltagentur erscheint darüber hinaus aus nationaler Sicht ein Konzept für das Zusammenspiel zwischen deutschen Anlaufstellen und den deutschen Topic Centres einerseits sowie der Europäischen Umweltagentur andererseits, ähnlich dem skandinavischen und spanischen Beispiel, notwendig. Der Daten- und Informationsfluß ließe sich so optimieren. Insgesamt sollte das deutsche Engagement zur Weiterentwicklung der Strukturen und Aufgaben der Europäischen Umweltagentur intensiviert werden.

2.4 Verschiedene aktuelle Aktivitäten in einzelnen Umweltpolitikbereichen

385. Im folgenden greift der Umweltrat einige aktuelle Entwicklungen heraus und bewertet sie. Dazu gehören ein Rückblick auf die Klimaschutzkonferenz im Dezember 1997 in Kyoto, die Auswirkungen des neuen Baugesetzbuches auf den Naturschutz sowie die Problematik der hormonell wirksamen Stoffe. Zur Novellierung des Bundesnaturschutzgesetzes und zur Schaffung eines Bundes-Bodenschutzgesetzes hat der Umweltrat bereits in seinen vorherigen Gutachten Stellung bezogen (vgl. auch Tz. 257).

2.4.1 Zum Klimaschutzprotokoll

386. Die Gefahren des Klimawandels und die Auswirkungen auf die einzelnen Staaten und Regionen ist seit Jahren eines der zentralen Themen der Umweltpolitik. Obwohl umweltpolitische Maßnahmen zur Bekämpfung des globalen Treibhauseffektes weiterhin nur auf das Vorsorgeprinzip gestützt werden können, da nach wie vor wissenschaftliche Unsicherheiten bestehen, macht der Verdacht, daß gravierende Umweltbelastungen wie vermehrte Zunahmen von Sturmschäden, Überflutungen, Epidemien, Dürren, Ernteausfällen und alle damit zusammenhängenden ökonomischen und sozialen Schäden auf den anthropogenen Treibhauseffekt zurückzuführen sein könnten, die Notwendigkeit politischen Handelns deutlich. In der aktuellen umweltpolitischen Diskussion hat die Bekämpfung des globalen Treibhauseffektes mit der Verabschiedung des Klimaschutzprotokolls im Dezember 1997 in Kyoto (Japan) einen neuen Stellenwert erreicht. Allerdings ist die Zielsetzung der 3. Vertragsstaatenkonferenz der Klimarahmenkonvention nur bedingt erreicht worden. Ziel war es – gemäß dem Berliner Mandat, das 1995 bei der 1. Vertragsstaatenkonferenz in Berlin verabschiedet wurde (UN, 1995) –, einen Verhandlungsprozeß einzuleiten, an dessen Ende zur 3. Vertragsstaatenkonferenz im Jahr 1997 die Beschlußvorlage für ein Protokoll oder anderes rechtsverbindliches Instrument stehen sollte. Die wichtigsten inhaltlichen Vorgaben des Berliner Mandats waren,

- eine über die bisher beschlossene und in der Klimarahmenkonvention verankerte Stabilisierung der Treibhausgasemissionen auf dem Niveau von 1990 hinausgehende mittel- und langfristige Reduktion festzulegen, und zwar mit konkreten Zielvorgaben, jeweils für die Jahre 2005, 2010 und 2020,
- für die Umsetzung der Reduktionsziele konkrete politische Maßnahmen zu vereinbaren,
- die Industrieländer entsprechend ihrer historischen wie gegenwärtigen Verantwortung als Hauptverursacher zur Emissionsreduktion zu verpflichten,
- die Entwicklungsländer von Verpflichtungen zu entlasten, um ihnen das Recht auf nachhaltige Entwicklung und damit auf einen maßvollen Anstieg des Ausstoßes von Treibhausgasen zuzugestehen.

387. Die Europäische Union hat im Vorfeld der Konferenz eine relativ anspruchsvolle Verhandlungsposition auf seiten der Industrieländer vorgegeben, nämlich eine Reduktion der Treibhausgasemissionen von CO_2, N_2O (Lachgas) und CH_4 (Methan) um 15 % bis zum Jahr 2010 (gegenüber 1990) für alle Annex I-Staaten (westliche und östliche Industrieländer). Als Zwischenziel bis zum Jahr 2005 hat die EU eine Reduktion von 7,5 % ebenfalls für die drei Treibhausgase festgelegt. Allerdings wurde diese Zielsetzung mit einer Differenzierung (Burden Sharing) für die einzelnen Mitgliedstaaten der EU verknüpft, so daß z. B. Deutschland eine sehr anspruchsvolle Zielsetzung einer 25%igen Reduzierung übernahm, während Frankreich nur zu einer Stabilisierung seiner Treibhausgasemissionen verpflichtet wurde.

Weiterhin vertrat die EU die Auffassung, daß ein – insbesondere von den USA propagiertes – internationales System handelbarer Emissionsrechte (Emissions Trading) nur bei anspruchsvollen Reduktionszielen, die an die EU-Ziele heranreichen, eingeführt werden sollte, da anderenfalls nicht gewährleistet sei, daß im ausreichenden Umfang Klimaschutzmaßnahmen im eigenen Land durchgeführt werden. Die EU hat in diesem Zusammenhang immer wieder auf die Gefahr hingewiesen, daß bei einem zu schwachen Reduktionsziel ein internationaler Emissionshandel dazu führen könnte, daß die hohen Emissionsreduktionen in Rußland zwischen 1990 und 1995 etwa an die USA verkauft werden könnten, so daß die USA selber ihre eigenen Treibhausgasemissionen sogar noch weiter anwachsen lassen könnten.

Darüber hinaus wollte die EU die sogenannte Gemeinsame Umsetzung von Klimaschutzprojekten (Joint Implementation) zunächst nur zwischen Annex I-Staaten zulassen. Für Joint Implementation mit Entwicklungsländern sollte erst noch das Ende der bis zum Jahr 1999 laufenden Pilotphase „Activities Implemented Jointly" abgewartet werden.

388. Das am 11. Dezember 1997 in Kyoto verabschiedete *Klimaschutzprotokoll* sieht eine rechtsverbindliche Verpflichtung der Annex I-Staaten zur Reduktion der Treibhausgasemissionen um insgesamt 5,2 % gegenüber dem Niveau des Jahres 1990 im Zeitraum 2008 bis 2012 vor (UN, 1997a, Art. 3.1). Dieses Ziel gilt nicht für alle Annex I-Staaten gleichermaßen, sondern es ist eine Differenzierung

vereinbart worden, und zwar sind je nach Industrieland Reduzierungen in Höhe von 8 % für die EU sowie die meisten osteuropäischen Staaten, 7 % für die USA, 6 % für Japan und Kanada, über eine Stabilisierung für Rußland und Neuseeland bis hin zu einem erlaubten Emissionsanstieg um 1 % für Norwegen, um 8 % für Australien und um 10 % für Island vorgesehen (UN, 1997a, Annex B).

Der Umweltrat bedauert, daß die EU damit ihr Ziel aufgegeben hat, ein Reduktionsziel von 15 % bis 2010 (gegenüber 1990) einheitlich für alle Industrieländer („Flat rate"-Ansatz) durchzusetzen. Allerdings gilt die Vereinbarung nicht nur für die Treibhausgase CO_2, N_2O, CH_4, sondern auch für SF_6 (Schwefelhexafluorid), perfluorierte Kohlenwasserstoffe (PFC) und wasserstoffhaltige Fluorkohlenstoffe (HFC, H-FKW) (jeweils gemessen in CO_2-Äquivalenten).

Eine Bewertung der verabschiedeten Reduktionsziele kann nur gemeinsam mit einer Beurteilung der im Protokoll enthaltenen „Schlupflöcher" erfolgen. Die wesentlichen im Protokoll enthaltenen Umgehungsmöglichkeiten sind die Anrechenbarkeit der Treibhausgasbindung in Senken (insb. Wäldern) sowie das Fehlen von Regeln für den Handel mit Emissionsrechten und für die Gemeinsame Umsetzung von Klimaschutzprojekten.

389. Es wurde vereinbart, daß *Senken* (v. a. Wälder) in den Kategorien Aufforstung, Wiederaufforstung und Entwaldung in die Berechnung der Emissionen der Annex I-Staaten einbezogen werden können (UN, 1997a, Art. 3.3). Auf der nächsten Vertragsstaatenkonferenz im November 1998 in Buenos Aires soll über Modalitäten, Regeln und Richtlinien zur Anrechnung der in den verschiedenen Senkenkategorien gebundenen CO_2-Emissionen entschieden werden (UN, 1997b, S. 3). Als Grundlage für die Entscheidung sollen vom wissenschaftlichen Beratergremium „Intergovernmental Panel on Climate Change" (IPCC) neu zu erarbeitende Methodologien zur Einbeziehung der unterschiedlichen Kategorien dienen.

Der Umweltrat gibt zu bedenken, daß auch eine neue IPCC-Methodologie, die versuchen wird, noch so exakte Angaben über die Absorptionskapazität verschiedener Kategorien von Senken zu machen, immer noch auf sehr allgemeinen Schätzungen beruht. Damit ist den Vertragsstaaten auch weiterhin ein relativ großer Spielraum bei der Abschätzung der Absorptionskapazität sowohl der Senken im eigenen Land als auch der Aufforstungsprojekte im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzung von Klimaschutzprojekten gegeben. Es wird deshalb sehr darauf ankommen, die Berichterstattung über die Einbeziehung von Senken transparent und verifizierbar zu gestalten.

390. Mit Inkrafttreten des Protokolls wird die Möglichkeit des *Handels mit Emissionsrechten* eröffnet (UN, 1997a, Art. 16bis). Regeln für ein solches internationales System sollen bei der nächsten Vertragsstaatenkonferenz 1998 festgelegt werden (UN, 1997b, S. 3). Die von der EU geforderte prozentuale Begrenzung des internationalen Emissionshandels, die gewährleistet, daß ein gewisser Teil der Reduktionsverpflichtungen im eigenen Land erfüllt wird, konnte im Protokoll nicht fixiert werden. Die USA lehnen die Aufstellungen von Handelsregeln grundsätzlich ab. Auch wenn bei der nächsten Vertragsstaatenkonferenz Regeln für ein internationales Handelssystem festgelegt werden sollen, sieht der Umweltrat die Gefahr, daß wiederum jegliche Restriktionen von den USA, aber auch von Kanada, Australien oder Neuseeland blockiert werden.

Ein Minimum an Regeln und Restriktionen ist für ein ökologisch wirksames Handelssystem unerläßlich. Zumindest sollten folgende Regeln berücksichtigt werden:

- Um ein transparentes und für alle Marktteilnehmer zugängliches internationales Handelssystem zu gestalten, sollte die Zuständigkeit einer supranationalen Organisation begründet oder eine neue Organisation eingesetzt werden, die wiederum einzelne Markt-(Börsen)plätze als offizielle Handelsplätze für Emissionsrechte zertifiziert. Erfahrungen hiermit auf nationaler Ebene existieren bereits in der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik. Durch eine unabhängige Organisation kann ein verdeckter bilateraler Handel zu „Dumping"-Preisen vermieden werden. Weiterhin sollte diese Organisation auch Sanktionen für solche Staaten verhängen können, die trotz Untererfüllung ihrer Reduktionsziele oder trotz schlechter Datenqualität in ihrer Berichterstattung (z. B. bei CH_4-Emissionen oder -Senken) Verkäufe von Emissionsrechten getätigt haben. Die Sanktionen könnten etwa in Form einer Abwertung der verkauften Emissionsrechte gehandhabt werden.
- Um das Handelssystem offen und überprüfbar zu gestalten, ist auch ein transparentes Berichterstattungssystem notwendig, das jährlich von den einzelnen Staaten erstellt wird und Aufschluß über sämtliche Transaktionen gibt, auch über eventuell abgewertete Käufe beziehungsweise Verkäufe.

  Beim Handel auf Unternehmensebene ist zusätzlich ein nationales Monitoring erforderlich, das die Unternehmen zu transparenter und nachvollziehbarer Berichterstattung veranlaßt sowie eventuelle Sanktionen bei unzureichender Berichterstattung vorsieht. Auch die positiven Erfahrungen beim Handel mit Schwefeldioxid-Emissionsrechten im Rahmen der US-amerikanischen Luftreinhaltepolitik sind im wesentlichen auf einen wirksamen Sanktionsmechanismus zurückzuführen. Überdies sollten nur Sektoren oder Emittentengruppen für das Handelssystem zugelassen werden, deren Emissionen meßbar sind.

Das zentrale Problem der jetzigen Vereinbarung zum Emissionshandel sieht der Umweltrat darin, daß Restriktionen für ein Handelssystem im Protokoll nicht fixiert werden konnten. Mit der Möglichkeit, daß die in Rußland sowie den mittel- und osteuropäischen Staaten zwischen 1990 und 1995 aufgrund des wirtschaftlichen Einbruchs zurückgegangenen Treibhausgasemissionen an andere Industrieländer verkauft werden können, wurde ein außerordentlich großes Schlupfloch geschaffen, so daß in den Käuferländern die Emissionen trotz Verpflichtung zur

Reduktion sogar ansteigen könnten („Hot air"-Problematik). Allein in Rußland sind die CO_2-Emissionen 1995 gegenüber 1990 um ca. 30 % bzw. 1 Milliarde Tonnen CO_2 zurückgegangen.

Da Rußland selber nur ein Stabilisierungs- und kein Reduktionsziel hat, und die CO_2-Emissionen dort nach den wirtschaftlichen Prognosen von dem Niveau von 30 % maximal auf ein solches von 20 % unterhalb der Basisemissionen von 1990 steigen dürften, könnten die nicht benötigten Emissionen (ca. 700 Mio. t CO_2/a) an die USA verkauft werden, was diesen wiederum ein Anwachsen ihrer CO_2-Emissionen im eigenen Land um knapp 3 % anstelle der vereinbarten Reduktion von 7 % erlauben würde.

Damit sieht der Umweltrat eine wesentliche Gefahr der jetzigen Vereinbarung darin, daß trotz der Verpflichtung zur Reduktion der Treibhausgasemissionen in den Industrieländern noch weit über das Jahr 2000 hinaus die Emissionen ansteigen könnten. Dies steht nicht nur im Widerspruch zur Zielsetzung der Klimarahmenkonvention, sondern auch im Widerspruch zur Zielsetzung des Berliner Mandats und des Klimaschutzprotokolls.

Der Umweltrat fordert die Bundesregierung auf, darauf hinzuwirken, daß bei der anstehenden Festlegung der Handelsregeln entweder Emissionsreduktionen, die vor Inkrafttreten des Protokolls erzielt worden sind („Papierreduktionen"), ausgeschlossen werden, oder die für jedes Land maximal mögliche Menge handelbarer Emissionsrechte stark beschränkt wird, um zu gewährleisten, daß ein gewisser Anteil der Reduktionsverpflichtungen durch konkrete politische Maßnahmen im eigenen Land erfüllt wird.

391. Nach dem Protokoll kann zwischen Annex I-Staaten untereinander eine *Gemeinsame Umsetzung von Klimaschutzprojekten (Joint Implementation)* mit „crediting", das heißt unter Anrechnung der im Ausland erzielten Emissionsreduktionen auf die nationalen Reduktionsverpflichtungen, stattfinden (UN, 1997a, Art. 6). Zwischen Annex I-Staaten und Entwicklungsländern wird eine Gemeinsame Umsetzung ebenfalls möglich sein, und zwar im Rahmen des in Artikel 12 (UN, 1997a, Art. 12) verabschiedeten „Clean Development"-Mechanismus. Dieser Mechanismus soll über eine multilaterale Organisation auch Anrechnungen von in Entwicklungsländern erzielten Emissionsreduktionen erlauben.

Der Umweltrat sieht eine große Gefahr, die Reduktionsverpflichtungen zu umgehen, darin, Joint Implementation mit Entwicklungsländern zu ermöglichen, ohne gleichzeitig Regeln für eine wirksame Umsetzung zu definieren. Hierzu gehören etwa:

- Richtlinien zur Spezifizierung der Referenzsituation bei Joint Implementation-Projekten, um die durch das Projekt erzielten Emissionsreduktionen bestimmen zu können;
- Vorgaben für die Abgrenzung von Joint Implementation zu solchen Projekten, die ohnehin in dem Land durchgeführt worden wären;
- Vorgaben für den Ausschluß oder die Begrenzung von Waldprojekten im Rahmen von Joint Implementation, da hier insbesondere im Zusammenhang mit der Möglichkeit des Verkaufs dieser Emissionsreduktionen im Rahmen des Handelssystems ein nicht unerhebliches Potential an gebundenen CO_2-Emissionen weiterverkauft werden kann, das allein auf mehr oder weniger unsicheren Schätzungen der Absorptionskapazität beruht.

392. Über die genannten Flexibilisierungsmechanismen zur Erreichung der Reduktionsziele hinaus wurde eine Liste sehr allgemeiner *politischer Maßnahmen* im Protokoll verabschiedet (UN, 1997a, Art. 2). Danach sollen alle Annex I-Staaten die Energieeffizienz in allen Sektoren steigern, vermehrt erneuerbare Energien und umweltfreundliche Techniken nutzen, für den Klimaschutz förderliche Reformen in relevanten Sektoren vornehmen, ökologisch kontraproduktive Marktanreize, Steuern etc. schrittweise reduzieren oder abbauen, nachhaltige Land- und Forstwirtschaft betreiben sowie die Emissionen von Treibhausgasen in den Bereichen Verkehr, Abfall und Energiewirtschaft begrenzen bzw. abbauen. Darüber hinaus sollen die Emissionen durch Flug- und Schiffstreibstoffe in Abstimmung mit der Internationalen Luftfahrt- (ICAO) bzw. Schiffahrtsorganisation (IMO) begrenzt beziehungsweise reduziert werden. Ferner wurde ein Prozeß zur Weiterentwicklung und internationalen Zusammenarbeit bei Klimaschutzmaßnahmen vereinbart.

Der Umweltrat bedauert, daß die im Berliner Mandat enthaltene Vorgabe, konkrete politische Maßnahmen zur Umsetzung der Reduktionsverpflichtungen zu vereinbaren, letztlich nur in sehr allgemeiner Form und ohne internationale Koordinierung der Maßnahmen im Protokoll fixiert wurde.

393. Das Inkrafttreten des in Kyoto verabschiedeten Protokolls wird erst dann möglich sein, wenn es von mindestens 55 Staaten ratifiziert wurde. Zudem müssen diese Staaten über mindestens 55 % der CO_2-Emissionen der Annex I-Staaten verfügen (UN, 1997a, Art. 24). *Sanktionen im Falle der Nichteinhaltung des Protokolls* sollen erst – nach Inkrafttreten des Protokolls – bei der ersten Vertragsstaatenkonferenz des Protokolls verabschiedet werden (UN, 1997 a, Art. 17). Der Umweltrat bedauert, daß eine Einigung hierzu nicht bereits in Kyoto zustande gekommen ist, da der Erfolg des Protokolls maßgeblich von einem wirksamen Sanktionsmechanismus abhängen wird. Zudem ist eine verbindliche Verabschiedung von Sanktionen nur mittels einer Änderung des Protokolls möglich, für die wiederum eine Zustimmung von mindestens drei Viertel der Signatarstaaten des Protokolls notwendig ist (UN, 1997a, Art. 19 Abs. 4). Dies erschwert zusätzlich den Einigungsprozeß. Der Umweltrat schlägt als konkrete Maßnahme im Rahmen eines Sanktionsmechanismus vor, ähnlich wie beim Montreal-Protokoll den Signatarstaaten des Klimaschutzprotokolls positive Anreize mittels Handelserleichterungen zu gewähren, während Nicht-Signatarstaaten entsprechende Handelsbeschränkungen auferlegt werden sollten. Zum Beispiel könnten analog zum Montrealer Protokoll Signatarstaaten erleichterten Zugang zu modernen energieeffizienten Technologien erhalten. Dies schafft einen erheblichen Anreiz zur Ratifizierung

des Protokolls insbesondere für Entwickungsländer. Gegenüber Staaten dagegen, die das Protokoll nicht unterzeichnen bzw. die Protokollverpflichtungen nicht einhalten, könnten Importrestriktionen für besonders klimaschädliche Produkte auferlegt werden; dies setzt nach den Vorstellungen des Umweltrates allerdings eine qualifizierte Mehrheit der betroffenen Staaten voraus (vgl. Tz. 974).

Fazit

394. Der Umweltrat weist darauf hin, daß die im Protokoll verabschiedeten Verpflichtungen zur Reduktion der Treibhausgasemissionen durch zahlreiche Umgehungsmöglichkeiten erheblich abgeschwächt worden sind. Die wesentlichen „Schlupflöcher" sind die Möglichkeit der Anrechenbarkeit der Treibhausgasbindung in Senken, ohne daß konkrete Vorgaben gemacht werden, sowie das Fehlen jeglicher Regeln für ein internationales Emissionshandelssystem ebenso wie für die Gemeinsame Umsetzung von Klimaschutzprojekten. Das absehbar größte Schlupfloch ist der bislang ohne Regeln verabschiedete internationale Emissionshandel, wodurch die Möglichkeit geschaffen wird, notwendige Klimaschutzmaßnahmen im eigenen Land durch Kauf historischer Emissionsreduktionen aus den Transformationsländern, insbesondere Rußland, zu umgehen. Damit können die Emissionen in den Industrieländern trotz ihrer Verpflichtung zur Reduzierung noch weit über das Jahr 2000 hinaus ansteigen. Die im Berliner Mandat beschlossene Vorgabe, eine über das Stabilisierungsziel der Konvention hinausgehende Reduzierung der Treibhausgasemissionen in den Industrieländern über das Jahr 2000 hinaus zu erzielen, ist damit aus Sicht des Umweltrates nur sehr bedingt erfüllt worden. Deshalb fordert der Umweltrat die Bundesregierung auf, darauf hinzuwirken, diese Umgehungsmöglichkeit weitgehend zu versperren, indem entweder die Emissionsreduktionen, die vor Inkrafttreten des Protokolls erzielt worden sind, vom Handel ausgeschlossen werden, oder die maximal mögliche Menge handelbarer Emissionsrechte stark beschränkt wird. Damit würde gewährleistet, daß ein den Zielen des Protokolls angemessenes Maß an Klimaschutzmaßnahmen auch nach dem Jahr 2000 umgesetzt wird.

Aus deutscher Sicht bleibt das Ergebnis der Protokollverhandlungen weit hinter dem deutschen Klimaschutzziel zurück, das eine Reduktion der CO_2-Emissionen um 25 % bis zum Jahr 2005 gegenüber 1990 vorsieht. Der Umweltrat gibt zu bedenken, daß dieses Ziel nach allen Prognosen der Forschungsinstitute nicht allein mit den gegenwärtig eingeleiteten Maßnahmen, sondern nur mit einer grundlegenden politischen Neuorientierung erreicht werden kann. Zudem bedarf eine wirksame Reduktion der globalen Treibhausgasemissionen annähernd gleichmäßiger Anstrengungen aller Industriestaaten. Der Umweltrat fordert deshalb die Bundesregierung auf, sich in den anstehenden EU-Verhandlungen nach Kyoto dafür einzusetzen, daß die deutschen Anstrengungen im Klimaschutz nicht Trittbrettfahrerverhalten anderer EU-Staaten begünstigen. Die bislang geltende enorme Bandbreite in der EU-internen Lastenverteilung sollte in Zukunft vermieden werden. Andernfalls müßte das deutsche Klimaschutzziel überprüft werden.

2.4.2 Auswirkungen des neuen Baugesetzbuches auf den Naturschutz

395. Die Novellierung des Baugesetzbuches (BauGB) durch das Bau- und Raumordnungsgesetz 1998 (BauROG) hat erhebliche Auswirkungen auf den Naturschutz. In § 1 Abs. 5 BauGB wird nunmehr die nachhaltige städtebauliche Entwicklung in den Katalog der Ziele der Bauleitplanung aufgenommen. So begrüßenswert dies ist, so bedauerlich ist es nach Auffassung des Umweltrates jedoch, daß diese Zielsetzung in der Formulierung des § 1 Abs. 5 BauGB von der Sicherung einer menschenwürdigen Umwelt und dem Schutz und der Entwicklung der natürlichen Lebensgrundlagen getrennt gesehen wird. Die Novelle unternimmt weiterhin den Versuch, Landschaftspläne (sowie andere Umweltschutzfachpläne), die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung, die Umweltverträglichkeitsprüfung und die Verträglichkeitsprüfung der FFH-Richtlinie in die Bauleitplanung zu integrieren und untereinander abzustimmen. Nach § 1 a Abs. 2 BauGB sind diese Pläne oder Regelungen in der Abwägung zu berücksichtigen. Darüber hinaus enthält die Novelle eine Reihe von Vorkehrungen planerischer Art, um die Aufnahme von Naturschutzinhalten in die Bauleitplanung in noch stärkerem Maße als im bisherigen Recht zu ermöglichen (§ 1 a Abs. 3, § 5 Abs. 2 a, § 9 Abs. 1 a BauGB) und die Verträglichkeitsprüfung nach der FFH-Richtlinie durchzuführen (§ 29 Abs. 3 BauGB). Obwohl die materiellen Inhalte des Naturschutzrechts nicht verändert werden sollen (WAGNER, 1997, S. 292), bedeutet diese Integration in die Bauleitplanung doch – abgesehen von den zwingenden Anforderungen der FFH-Richtlinie, die erst noch umzusetzen sind – eine Unterordnung unter das städtebauliche Abwägungsgebot. Selbst Versuchen, den Naturschutzbelangen ein besonderes Gewicht durch die Rechtsfigur des Optimierungsgebotes zu verleihen (vgl. Bericht der Expertenkommission zur Novellierung des Baugesetzbuches, 1995, Tz. 018), hat die Novelle eine Absage erteilt. Der Naturschutz bleibt damit im Gegensatz zu anderen Teilbereichen der Umweltpolitik weiterhin ein Politikfeld, dessen Anforderungen regelmäßig durch eine Abwägung mit anderen Belangen überwunden werden können.

396. Ob dieser Nachteil durch die erweiterten Möglichkeiten der Gemeinden, einen flächenbezogenen städtebaulichen Naturschutz zu betreiben, aufgewogen wird, bleibt abzuwarten. Hinsichtlich der Landschaftsplanung bedeutet das von der Novelle grundsätzlich zwingend angeordnete Modell der Sekundärintegration – eine Ausnahme bilden Landschaftspläne in Nordrhein-Westfalen, die als Rechtsverordnung erlassen werden – keine wesentliche Veränderung gegenüber dem nach Landesrecht geltenden Rechtszustand. Wie auch bisher ist es eine wesentliche Aufgabe der Landschaftsplanung, Abwägungsmaterial für die Flächennutzungs- und Bebauungspläne zur Verfügung zu stellen, indem Ausschluß-

flächen, Konfliktflächen und Angebotsflächen für den Naturschutz bezeichnet werden (vgl. WAGNER und MITSCHANG, 1997, S. 1145) und gegebenenfalls eine Zuordnung von Ausgleichsflächen zu Baugebieten aus naturschutzfachlicher Sicht erfolgt. Inwieweit die Landschaftsplanung diese Aufgabe wahrnehmen kann, hängt jedoch von der Qualität der Landschaftsplanung selbst ab – und hier liegen erhebliche Mängel, die durch die Novelle nicht behoben werden (vgl. SRU, 1996b).

397. Hervorzuheben ist aus der Sicht des Naturschutzes auch die räumliche und zeitliche Entkoppelung des Eingriffsausgleichs von der konkreten Planung (§ 1a Abs. 3 BauGB). Sie birgt nach Auffassung des Umweltrates Chancen, aber auch Risiken für den Naturschutz. Die Möglichkeit, Ausgleichs- und Ersatzflächen – in der Bauleitplanung werden beide nicht mehr unterschieden (§ 200a BauGB) – außerhalb des Ortes des Eingriffs, das heißt außerhalb des Baugebietes festzusetzen, fördert eine Verdichtung auf wertvollen und zentrumsnahen Flächen und kann daher einer Zersiedelung entgegenwirken; auch ermöglicht das großräumige Ausgleichskonzept die Durchführung von Biotopverbünden (vgl. WAGNER, 1997, S. 394; WAGNER und MITSCHANG, 1997, S. 1139; LÜERS, 1996, S. 406 f.). Andererseits entfallen Hemmnisse für eine weitere Inanspruchnahme von Grund und Boden, da als Ausgleichsflächen in aller Regel solche Flächen vorgesehen werden, die ohnehin nicht bebaut werden sollen. Die Eingriffsregelung verliert damit ihre die Ausweisung von Bauland limitierende Funktion. Die zeitliche Entkoppelung ermöglicht es der Gemeinde, bereits vor dem Eingriff Ausgleichsmaßnahmen vorzunehmen und diese „anzusparen" (§ 135a Abs. 2 S. 2 BauGB). Damit wird das von einigen Ländern bereits ohne gesetzliche Grundlage praktizierte System der „Ökopunkte" (SRU, 1996b; MITSCHANG, 1995) legalisiert. Dies ist aus der Sicht des Umweltrates eine grundsätzlich sinnvolle Regelung.

398. Die neuen Regelungen über die Zulässigkeit von Vorhaben unternehmen den Versuch, das Bauplanungsrecht auch in den Bereichen durchzusetzen, in denen aufgrund der Deregulierung des Bauordnungsrechts in den Ländern ein Trägerverfahren, in dem die bauplanungsrechtlichen Anforderungen zu prüfen sind, nicht mehr vorhanden ist (§§ 29, 36 Abs. 1 BauGB). Dabei hat die Novelle aber darauf verzichtet, bundesrechtliche Genehmigungsverfahren zur Durchsetzung des materiellen Bauplanungsrechts einzuführen. Vielmehr begnügt sie sich mit der materiellen Unzulässigkeit von Vorhaben, die den §§ 30 ff. BauGB widersprechen, und repressiven Maßnahmen der Bauaufsichtsbehörde. Es bleibt abzuwarten, ob hierdurch der Schaffung vollendeter Tatsachen effektiv entgegengewirkt wird. Im unbeplanten Innenbereich tritt eine Schwächung des Naturschutzes dadurch ein, daß die bisher bestehende Ermächtigung der Länder, bei Eingriffen Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen zu verlangen und gegebenenfalls eine Eingriffsabgabe zu erheben, entfallen ist (§ 8a Abs. 2, 3 BNatSchG n. F.). Im Außenbereich verstärkt die Novelle zunächst den Stellenwert der Naturschutzbelange, indem nunmehr auch Darstellungen von Landschaftsplänen und anderen Fachplänen des Umweltschutzes als öffentliche Belange im Sinne von § 35 Abs. 2, 3 BauGB gelten, die durch ein Außenbereichsvorhaben nicht beeinträchtigt werden dürfen. Andererseits wird die Möglichkeit der Nutzungsänderung und der Herstellung von Ersatzbauten im Außenbereich erneut ausgeweitet (§ 35 Abs. 4 BauGB).

399. Insgesamt fällt die Bewertung der Novelle zum Baugesetzbuch aus der Sicht des Naturschutzes ambivalent aus. Die Novelle strebt einen Kompromiß zwischen dem Interesse an baulicher Entwicklung und den Belangen des Naturschutzes an. Jedoch wird einerseits der institutionellen Schwäche des Naturschutzes planungsrechtlich nicht ausreichend Rechnung getragen, andererseits auch das Eigeninteresse der Gemeinden, Kreise und Regionen am Naturschutz nicht wirklich gestärkt. Die Vorschläge des Umweltrates in dieser Hinsicht (SRU, 1996b) sind nicht aufgenommen worden.

2.4.3 Hormonell wirksame Stoffe

400. Die Problematik von hormonell wirksamen Stoffen findet hohe Aufmerksamkeit in den Medien und in der Öffentlichkeit. Eine hormonell wirksame Verbindung ist eine exogene Substanz, die Veränderungen im endokrinen System hervorruft, welche zu nachteiligen gesundheitlichen Effekten im exponierten Organismus oder bei dessen Nachkommen führen (EUA, 1997). Die wissenschaftliche Kenntnis in den Bereichen Wirkungsuntersuchung, Bewertung von Wirkungen und Analytik (SRU, 1996a, Tz. 527 f.; UBA, 1995) ist relativ weit fortgeschritten, läßt aber noch wesentliche Fragen offen. Auf nationaler und internationaler Ebene sind in diesem Zusammenhang diverse Forschungsprogramme initiiert worden.

401. Untersuchungen haben ergeben, daß zahlreiche Stoffe und Stoffgruppen unterschiedlich hormonell wirksam sind, z. B. als Geschlechtshormone oder mit anderen endokrinen Steuerungsfunktionen (EUA, 1997b; EPA, 1997a; CENR, 1996; EU, 1996). Vor allem Tiere, die am und im Wasser leben, wie Austern, Fische, Reptilien (z. B. Alligatoren) sowie Vögel (z. B. Seeadler) und Schnecken, sind von den Wirkungen betroffen (EPA, 1997a). Die meisten wissenschaftlichen Untersuchungen wurden in den USA gemacht. In Europa wurden solche Effekte weniger häufig nachgewiesen, was wahrscheinlich auf unzureichende Untersuchungen zurückzuführen ist (EUA, 1997b). In den meisten Fällen handelt es sich um Einzelbeobachtungen, die kaum verallgemeinert werden können. Wegen der Vielzahl der in Frage kommenden Stoffe und Stoffwirkungen sind die ökologischen Auswirkungen speziell auf Lebensgemeinschaften bisher nicht abschätzbar (ANKLEY et al., 1997).

402. Beim Menschen konnte ein kausaler Zusammenhang zwischen bestimmten Beobachtungen, wie steigenden Raten von Hoden-, Prostata- und Brustkrebsfällen, Hodenhochstand sowie sinkenden Spermienzahlen, und der Exposition gegenüber solchen verbreiteten Umweltchemikalien bisher nicht nachgewiesen werden. Im Bereich beruflicher Exposition

sowie beim Arzneimittelwirkstoff Diethylstilböstrol (DES) wurde allerdings ein solcher Zusammenhang erkannt (EUA, 1997b; EPA, 1997a; CENR, 1996).

Aufgrund der Komplexität und der vielfältigen Wechselwirkungen im Hormonsystem kann ein einzelner Schaden eine Vielzahl von Folgeschäden hervorrufen. Die amerikanische Umweltbehörde EPA geht daher davon aus, daß Änderungen im Hormonhaushalt (insbesondere bei Sexual- und Schilddrüsenhormonen) sekundäre Schäden, wie Krebs und Schäden am Reproduktions-, Immun- und Nervensystem bewirken (EPA, 1997a; KAVLOCK et al., 1996). Besonders bei Kindern, die sich noch in der Entwicklung befinden, könnten geringfügige Änderungen im Hormonhaushalt durch hormonell wirksame Stoffe schwere Schäden hervorrufen (EPA, 1997a).

403. Sowohl für den europäischen als auch den US-amerikanischen Raum sind neuere Informationen zum Stand des Wissens, zu Daten- und Wissenslücken und zum Forschungsbedarf verfügbar (EUA, 1997b; EPA, 1997a; Smithsonian Institution, 1997). In den Vereinigten Staaten wurde 1996 auf Regierungsebene eine Arbeitsgruppe zu hormonell wirksamen Stoffen beim National Science and Technology Council Committee on Environment and Natural Resources eingerichtet, an der Mitarbeiter verschiedenster Behörden beteiligt sind. Die Aufgabe der Arbeitsgruppe ist die Entwicklung eines Rahmenprogramms zur Forschung über Wirkungen auf die menschliche Gesundheit und über ökologische Wirkungen von hormonell wirksamen Stoffen, die Erstellung einer Datenbank über Forschungsprojekte zu hormonell wirksamen Stoffen sowie die Identifizierung von Forschungsdefiziten und die Vereinfachung der Koordination der Zusammenarbeit zwischen den einzelnen Behörden (EDRI, 1997). Mittlerweile ist ein Rahmenprogramm, das sich am Schema der Risikoabschätzung orientiert und den Forschungsbedarf aufzeigt, erarbeitet. Auch die Datenbank ist bereits eingerichtet (EDRI, 1997; Smithsonian Institution, 1997; CENR, 1996).

Zur Unterstützung ihrer Arbeiten hat die amerikanische Umweltbehörde ein Beratungskomitee zu hormonell wirksamen Stoffen eingesetzt. Dieses Komitee soll die Behörde dabei unterstützen, ihren gesetzlichen Auftrag zu erfüllen, bis August 1998 eine Forschungs- und Teststrategie für hormonell wirksame Verbindungen auszuarbeiten, bis August 1999 diese Strategie zu implementieren und im August 2000 einen Bericht über die Fortschritte des Programms an den Kongreß zu leiten (EPA, 1997b). In diesem Zusammenhang hat die amerikanische Umweltbehörde ein Sondergutachten erstellt, in dem die Literatur über mögliche Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und über mögliche ökologische Risiken ausgewertet und Forschungsbedarf formuliert wird (EPA, 1997a).

Ausgehend von einem internationalen Workshop zu hormonell wirksamen Verbindungen im Januar 1997 in Washington soll vor allem die Zusammenarbeit von Industrie- und Entwicklungsstaaten auf diesem Gebiet verbessert werden. Dazu wurde eine internationale Strategie zur Forschung über hormonell wirksame Verbindungen erarbeitet (Smithsonian Institution, 1997).

404. Auf europäischer Ebene wurde von der Europäischen Umweltagentur (EUA), der EU-Kommission (DG XII), dem Europäischen Zentrum für Umwelt und Gesundheit der Weltgesundheitsorganisation, der OECD sowie den Umweltministerien und -behörden verschiedener europäischer Staaten im Dezember 1996 ein internationales Arbeitstreffen über die Auswirkungen von hormonell wirksamen Stoffen auf die Gesundheit des Menschen und die Umwelt durchgeführt, an der auch Vertreter der Vereinigten Staaten, Japans sowie der Industrie und von Nichtregierungsorganisationen teilnahmen, um eine Koordination der politischen und der Forschungsaktivitäten auf internationaler Ebene zu erreichen. In einem Bericht der EUA (1997b) wurden die folgenden Ergebnisse hervorgehoben:

- Die erheblichen Daten- und Wissenslücken müssen durch Forschungsaktivitäten über Wirkungszusammenhänge beim Menschen und bei wildlebenden Tieren sowie durch Analyse der Exposition geschlossen werden. Dazu werden in dem Bericht vierzig spezifische Forschungs- und Monitoringaktivitäten vorgeschlagen.
- Bis eindeutige Ergebnisse vorliegen, sollte erwogen werden, die Exposition von Menschen und Wildtieren gegenüber Stoffen, die im Verdacht stehen, hormonell wirksam zu sein, aus Gründen der Vorsorge zu reduzieren. Da viele der Stoffe, die im Verdacht hormoneller Wirksamkeit stehen, auch andere toxische Wirkungen ausüben können, hat eine vorsorgliche Reduktion der Konzentrationen dieser Stoffe in den Umweltmedien in jedem Fall positive Auswirkungen.
- Die bisher vorhandenen Hinweise auf hormonell wirksame Verbindungen in der Umwelt geben Anlaß zur Sorge und sind ein Grund, auf politischer Ebene tätig zu werden. Sie geben jedoch keinen Anlaß für übereiltes Handeln und Panik.
- Als eine Voraussetzung für regulatorische Maßnahmen wurde eine einheitliche Definition für hormonell wirksame Stoffe erarbeitet (vgl. Tz. 400).

Deutschland hat die wichtige Aufgabe übernommen, zur besseren Koordination der Forschungsaktivitäten eine Datenbank aufzubauen, die alle in der Europäischen Union durchgeführten Forschungsprojekte auflistet. Diese ist mit einer entsprechenden Datenbank der amerikanischen Umweltbehörde kompatibel, so daß ein internationaler Austausch gewährleistet ist.

405. Im Dezember 1996 hat das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zusammen mit dem Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie Forschungsvorhaben zu dem Thema „Chemikalien in der Umwelt mit Wirkungen auf das endokrine System (Umwelthormone)“ ausgeschrieben. Es werden drei Themenschwerpunkte benannt (s. Bundesanzeiger Nr. 243, Jg. 48, S. 13 395):

- Darstellung der Expositionssituation und Abschätzung der Exposition gegenüber Stoffen natürlichen

oder synthetischen Ursprungs mit Wirkung auf das endokrine System

Hierbei wird das Hauptaugenmerk auf sexualhormonell wirksame Stoffe, vor allem mit östrogener Wirkung gelegt. Es sollen vor allem Forschungsprojekte zur Abschätzung der Expositionssituation und zur Erarbeitung von chemischen und biologischen Analysemethoden unterstützt werden. Die Stoffauswahl wird eingeschränkt, weil für Organochlorpestizide und polychlorierte Biphenyle hinreichend viele Expositionsdaten vorliegen und weil für Alkylphenole und Phthalsäureester Expositionsdaten erst nach eingehender Prüfung weiterer nationaler und internationaler Ergebnisse erhoben werden.

– Wirkung dieser Stoffe auf Mensch und Tier

Es sollen vor allem toxikologische und ökotoxikologische Untersuchungen *in vitro* und *in vivo* gefördert werden. Die Schwerpunkte liegen in der Ableitung von Dosis-Wirkungs-Beziehungen vor allem während unterschiedlicher Entwicklungsstadien, auf pharmakodynamischen und -kinetischen Untersuchungen und in der Untersuchung von Substanzgemischen.

– Ermittlung der Inzidenz bestehender Krankheiten des Menschen, die mit Umwelthormonen in Zusammenhang gebracht werden

Dieser Punkt spielt nur eine nachgeordnete Rolle, weil bereits auf internationaler Ebene umfangreiche epidemiologische Forschungsvorhaben ausgeschrieben sind.

406. Der Umweltrat begrüßt die internationalen Aktivitäten des Bundesumweltministeriums und des Umweltbundesamtes sowie das genannte Forschungsprogramm, weist aber gleichzeitig darauf hin, daß es neben den sexualhormonell wirksamen auch andere hormonell wirksame Stoffe gibt, deren Wirkungen auf Mensch und Umwelt zu untersuchen sind. Auch erscheint es dem Umweltrat unerläßlich, neben den toxikologischen und ökotoxikologischen Untersuchungen, die sich mit Wirkungen an Individuen oder deren Nachkommen beschäftigen, auch die ökologische Forschung zu forcieren, um die Auswirkungen auf Lebensgemeinschaften besser abschätzen zu können. Um weitergehende Handlungsempfehlungen an die Umweltpolitik richten zu können, müssen die Ergebnisse der begonnenen Forschungsarbeiten abgewartet werden.

3 Umweltschutz in ausgewählten Politikbereichen

3.1 Aspekte der Abfallwirtschaftspolitik

3.1.1 Ausgangslage

407. Seit sich der Umweltrat mit dem speziellen umweltpolitischen Problem der Abfallwirtschaft in seinem 1991 veröffentlichten Sondergutachten (SRU, 1991) grundlegend auseinandergesetzt hat, entwickelte sich die Abfallpolitik dynamischer als andere Bereiche der Umweltpolitik. Dies war eine notwendige Reaktion auf die zunehmenden Entsorgungsprobleme, die Ende der achtziger, Anfang der neunziger Jahre in der Abfallwirtschaft entstanden waren. Immer weiter zunehmende Abfallmengen ließen das Schlagwort von der „Müllawine" aufkommen, fehlende Behandlungs- und Beseitigungsanlagen drohten in einen Entsorgungsnotstand zu führen, und die bestehenden Anforderungen an die Anlagen konnten erhebliche Auswirkungen auf die Umwelt nicht verhindern. Immer deutlicher traten die Folgen für die Umwelt zutage, die sich aus der – im Vergleich zur Versorgung – unterentwickelten Entsorgungsinfrastruktur und aus den durch Unordnung und Zufälligkeiten bestimmten Stoffströmen auf der Abfallseite ergaben.

408. Die Abfallwirtschaft ist Anfang der neunziger Jahre in eine neue Phase eingetreten, in der der Leitgedanke einer möglichst weitgehenden kreislaufartigen Verbindung von Versorgung und Entsorgung für die Entscheidungen und Handlungen bestimmend ist. Wichtige Schritte auf dem Weg zur Kreislaufwirtschaft waren die im Jahre 1991 in Kraft getretene Verpackungsverordnung (Tz. 552) und das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz – KrW-/AbfG), das nach langwierigen und kontrovers geführten Diskussionen 1994 beschlossen worden und 1996 in Kraft getreten ist.

Die neue Ausrichtung der Abfallpolitik hat weitreichende Konsequenzen für die Abfallwirtschaft. Von Neuorientierung, Systembruch, ja sogar von einer Revolution der Abfallwirtschaft ist die Rede. Die erforderlichen Strukturveränderungen bei den Erzeugern und Besitzern von Abfällen sowie im öffentlich-rechtlichen und privaten Entsorgungsbereich stehen erst am Anfang einer Entwicklung, die noch Jahre in Anspruch nehmen wird. Wie immer in solchen Umbruchphasen, treten auch hier hinsichtlich der Auslegung der neugeschaffenen rechtlichen Grundlagen und Begriffe Unsicherheiten im Vollzugsbereich und auf den Abfallmärkten auf. Wesentliche Veränderungen sind hinsichtlich der Entwicklung des Abfallaufkommens und der Kapazitätsauslastung von Beseitigungsanlagen eingetreten. Zwar liegen aktuelle amtliche Zahlen über die bundesweite Entwicklung der letzten Jahre noch nicht vor, die Abfallbilanz 1990 bis 1993 weist aber auf eine Trendwende hin. Danach ist das Abfallaufkommen um zehn Prozent zurückgegangen (Statistisches Bundesamt, 1996, S. 688). Bestätigt wird diese rückläufige Entwicklung durch jüngere Daten aus einzelnen Bundesländern. So ist beispielsweise in Baden-Württemberg das jährliche Aufkommen an Siedlungsabfällen von rund 22 Mio. t (1994) auf unter 19 Mio. t (1995) reduziert worden. Bayern meldet für 1995 im Vergleich zum Vorjahr einen Rückgang des Gesamtabfallaufkommens um 0,6 % und des Restmüllaufkommens um 7,4 %, dagegen einen Anstieg des Wertstoffaufkommens um 10 %. Niedersachsen berichtet zum Beispiel von einer stetig verlaufenden Verringerung des Hausmülls in den vergangenen Jahren um jährlich 5 bis 6 %. In Hessen ist die Hausmüllmenge in den vergangenen Jahren ebenfalls kontinuierlich zurückgegangen, 1996 allerdings erstmals wieder leicht gestiegen. Rückläufige Abfallmengen sind auch für die neuen Bundesländer festzustellen, wie an den Beispielen Sachsen und Sachsen-Anhalt zu sehen ist. Dort ging das Siedlungsabfallaufkommen 1995 gegenüber dem Vorjahr um 10,8 % beziehungsweise 11,3 % zurück (Jahresberichte der Abfallwirtschaft 1996/1997; HLfU und HSL, 1997). Prognos geht in einer Studie über die Entwicklung der Entsorgungsmärkte davon aus, daß sich die Gesamtmenge an Restabfällen aus Haushalten und Industrie/Gewerbe von ca. 35,6 Mio. t/a im Jahr 1995 auf ca. 23 Mio. t/a im Jahr 2005 und auf ca. 21 Mio. t/a im Jahr 2010 reduzieren wird (Prognos, 1997). Mit diesem Rückgang, unter anderem aber auch wegen des mittlerweile vorgenommenen Kapazitätsausbaus, ist eine geringere Auslastung insbesondere thermischer Behandlungsanlagen verbunden.

409. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz eröffnet neue Möglichkeiten, Abfälle auch außerhalb der öffentlichen Abfallwirtschaft, also durch Private, zu entsorgen (Abschn. 3.1.2.3). Über die Privatisierungsmöglichkeiten im Bereich der Abfallentsorgung ist eine zum Teil ideologisch geführte Diskussion in Gang gekommen. Die Standpunkte zwischen öffentlich-rechtlichen Entsorgern und privater Entsorgungswirtschaft liegen weit auseinander. Die öffentlich-rechtlichen Entsorger, die die Abfallwirtschaft traditionell als ein klassisches Aufgabenfeld der von den Ländern und Kommunen wahrzunehmenden Daseinsvorsorge betrachten, sehen in den neuen Vorschriften einen massiven Angriff auf ihre Handlungsmöglichkeiten. Fehlentwicklungen bei der Steuerung der Abfallströme werden befürchtet. Der privaten Wirtschaft reichen dagegen die Ansätze zur Aktivierung der marktmäßigen Koordination nicht aus; das gewählte Instrumentarium ermögliche noch zu starke staatliche Eingriffe. Aber auch in der wissenschaftlichen Diskussion stehen sich unterschiedliche Auffassungen hinsichtlich der Aufgabenteilung zwischen öffentlich-rechtlichen und privaten Entsorgern gegenüber.

410. Schon diese kurze Lagebeschreibung zeigt, daß das Konzept der Kreislaufwirtschaft Gefahr läuft, Gegenstand einer ähnlich dogmatisch geprägten Debatte zu werden, wie sie unter dem Stichwort „Wegwerfgesellschaft" in den siebziger und achtziger Jahren geführt worden ist. Der Umweltrat sieht in den entstandenen Turbulenzen kein grundsätzliches Hindernis für die Fortentwicklung zu einer umweltverträglicheren und gleichzeitig marktorientierten Abfallwirtschaft. Sie sind für Umstrukturierungs- und Umdenkungsprozesse, die traditionelle Verhaltens- und Entscheidungsmuster grundsätzlich in Frage stellen, nicht ungewöhnlich. Als eine gewisse Gefahr für die Neuorientierung könnten sich dagegen allzu hohe Erwartungen hinsichtlich einer schnellen und prompten Umsetzung der neuen Konzeption erweisen. Die Vorstellung, mit Inkrafttreten des Gesetzes und des untergesetzlichen Regelwerkes müsse das gesamte System von Beginn an reibungslos funktionieren, ist wenig realistisch. Vielmehr gilt es, Chancen wahrzunehmen, Schwächen auszuräumen und die Diskussion um die Ziele zu versachlichen. Zur Versachlichung würde ganz wesentlich beitragen, wenn der Gedanke oder das Konzept der Kreislaufwirtschaft weder als völlig ungeeignet und wirtschaftsfeindlich abqualifiziert, noch durch Forderungen nach vollständig geschlossenen Stoffkreisläufen überfrachtet würde. Der Umweltrat hat die Grenzen der Kreislaufwirtschaft ausführlich dargelegt und hervorgehoben, daß es in den Fällen, in denen Kreislaufführungen zusätzliche Stoff- und Energieaufwendungen sowie Transportvorgänge erfordern, die ihrerseits Emissionen erzeugen, geboten sein kann, diese Prozesse zu begrenzen oder zu unterbinden (SRU, 1991, Tz. 80 ff., 1991).

411. In den folgenden Erörterungen werden ausgewählte Aspekte der aktuellen abfallpolitischen und abfalltechnischen Diskussion aufgegriffen und näher betrachtet. Diesen mehr praxisorientierten und auf die aktuelle Situation bezogenen Überlegungen folgen grundlegende, vorwiegend ökonomische Überlegungen zur Ausgestaltung einer künftigen Abfallwirtschaft, in der verstärkt Entsorgungsaufgaben von Privaten in einem staatlich vorgegebenen Regulierungsrahmen wahrgenommen werden sollen.

3.1.2 Das neue Abfallrecht in der Vollzugspraxis – eine Zwischenbilanz

3.1.2.1 Zweck, Geltungsbereich und Begriffe des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes

412. Zweck des Gesetzes ist die Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung natürlicher Ressourcen und die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen.

Pflichten zur Vermeidung und Verwertung waren zwar auch schon im Abfallgesetz 1986 formuliert, der Begriff der Kreislaufwirtschaft ist aber für das Abfallrecht neu. Er wird als die Summe der unter technischen, ökonomischen und ökologischen Gesichtspunkten gegebenen Möglichkeiten der Vermeidung von Rückständen und der stofflichen und energetischen Verwertung von Sekundärrohstoffen erklärt. Mit dem Begriff Förderung soll auf die Intention des Gesetzes hingewiesen werden, die Stoffwirtschaft in die Nähe von – letztlich nicht erreichbaren – abfallfreien Kreisläufen zu befördern (HÖSEL und von LERSNER, 1997).

Der Begriff der natürlichen Ressourcen ist hier wohl im engen Sinne, also bezogen auf die Rohstoffe, zu verstehen, weil die weitergefaßten natürlichen Lebensgrundlagen in der zweiten Zwecksetzung, nämlich der Umweltverträglichkeit der Abfallbeseitigung, enthalten sind. Anders als bei der Umweltverträglichkeit der Abfallwirtschaft ist beim Ziel der Rohstoffschonung sowohl die Legitimation staatlicher Eingriffe (d. h. die Frage des Marktversagens auf den Rohstoffmärkten) als auch die Beeinflußbarkeit der Rohstoffmärkte durch Maßnahmen der nationalen Rohstoffbewirtschaftung umstritten.

Zielkonflikte zwischen den beiden Zwecken des Gesetzes, für die keine Rangfolge festgelegt ist, können sich dann ergeben, wenn die Vermeidung oder die Verwertung von Abfällen zwar zur Rohstoffschonung führt, auf der anderen Seite aber zum Beispiel durch zusätzliche Emissionen zur Umweltbelastung beiträgt.

413. Der Geltungsbereich des Gesetzes ist im Vergleich zum bisherigen Abfallrecht durch die Einbeziehung der Vermeidung erweitert worden (§ 2). Als Maßnahmen zur Vermeidung von Abfällen werden insbesondere die anlageninterne Kreislaufführung von Stoffen, die abfallarme Produktgestaltung sowie ein auf den Erwerb abfall- und schadstoffarmer Produkte gerichtetes Konsumverhalten genannt (§ 4 Abs. 2). Des weiteren ist der Geltungsbereich des Abfallrechts durch die Erweiterung des Abfallbegriffs erheblich ausgedehnt worden.

414. Der Abfallbegriff ist seit Jahrzehnten ein Schlüsselbegriff des Abfallrechts, denn er bestimmt letztlich den Anwendungsbereich des Abfallrechts. Der Abfallbegriff des Abfallgesetzes 1986, der insbesondere mit der Fragestellung, ob ein Stoff Abfall oder Reststoff ist, Wissenschaft und Rechtsprechung gleichermaßen beschäftigte, wird im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz neu gefaßt. Mit der Neufassung verbunden war die Hoffnung, den Abfallbegriff klarer zu definieren, um die Abgrenzungsdiskussion zu beenden. Die andauernde Diskussion um die Begrifflichkeiten auch nach Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes läßt allerdings befürchten, daß diese Hoffnung trügerisch war (VERSTEYL und WENDENBURG, 1996, S. 938). Richtig ist zwar, daß mit dem weiten Abfallbegriff im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz die Abgrenzungsproblematik zwischen Abfall und Reststoff entfallen ist. Gleichwohl wird auch in Zukunft die Frage nach der Abfalleigenschaft eines Stoffes zu beantworten sein. Allerdings wird diese Frage nicht mehr im Vordergrund stehen. Es steht jedoch zu befürchten, daß die Auseinandersetzung nunmehr um die Abgrenzung zwischen der Verwertung oder der Beseitigung von Abfällen verlaufen wird (Abschn. 3.1.2.2). Manifestiert sich dieser Trend in der Zukunft, wäre die Neufassung der Begrifflichkeiten bestenfalls eine Verlagerung des Streitgegenstandes, keinesfalls aber eine Lösung der Probleme.

415. Vielfach werden die Unklarheiten sowie die Interpretations- und Ausfüllungsbedürftigkeiten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes beklagt. Kontroversen in der Literatur, aber auch auf Fachtagungen, zeugen davon, daß das Gesetz doch unvollständig und wenig praxisgerecht geraten ist und dem Anspruch, die Mängel des bisherigen Abfallrechts aufzuarbeiten, nicht voll gerecht werden kann. Mittlerweile muß sich auch die Rechtsprechung mit den Auslegungsfragen, insbesondere zu dem Problemkreis Abfälle zur Verwertung beziehungsweise zur Beseitigung beschäftigen. Der Streit um die Begrifflichkeiten wird nicht ohne Sorge betrachtet. Die auftretenden Konflikte, die in besonderem Maße von den veränderten Rahmenbedingungen verursacht werden, zeigen, daß es verläßlicher, dem aktuellen politischen Tagesgeschehen entzogener Begrifflichkeiten, Definitionen und Umsetzungsmechanismen bedarf. Dies sollte nach Ansicht des Umweltrates mittels einer bundeseinheitlichen Regelung geschehen. Bedenklich ist allerdings, daß anläßlich der Verabschiedung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes nicht die Notwendigkeit gesehen wurde, die zentralen Punkte im Abfallrecht gesetzlich zu regeln. Auch in den zwei Jahren nach der Verabschiedung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes wurden die anstehenden inhaltlichen Diskussionen nicht geführt. Dies ist wohl darauf zurückzuführen, daß das Gesetz erst zwei Jahre nach der Verabschiedung in Kraft trat und daher bis zu diesem Zeitpunkt kein Handlungsdruck entstanden war.

416. In einem gemeinsamen Entwurf der Länderarbeitsgemeinschaft Abfall (LAGA) und des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Bund-Länder-Konsenspapier; Tz. 424 ff.), der im November 1997 von der Umweltministerkonferenz zur Kenntnis genommen wurde, werden nun Abgrenzungskriterien für die Begriffspaare „Abfälle und Produkte" sowie für „Abfälle zur Verwertung und Abfälle zur Beseitigung" festgelegt, um die dringend benötigte Klärung der anstehenden Fragen zu erzielen. Dies ist nicht nur aus Gründen der Effizienz dringend geboten, weil jede Unklarheit sich in der Praxis verzögernd auswirkt, sondern ist vor allem für eine einheitliche Auslegung in den Bundesländern zur Vermeidung von Wettbewerbsverzerrungen erforderlich. Daneben haben Unklarheiten bei der Auslegung der zentralen Begriffe auch strafrechtliche Bedeutung. Die falsche Zuordnung von Stoffen kann für den Abfallbesitzer, aber auch für den Behördenmitarbeiter, strafrechtliche Konsequenzen nach sich ziehen. Gleichzeitig erleichtern es die Unklarheiten den „schwarzen Schafen", sich ihrer strafrechtlichen Verantwortung zu entziehen.

417. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz übernimmt fast wortgleich den EG-Abfallbegriff, wie er in Art. 1a der Abfallrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft (91/156/EWG) bestimmt und auch von der neueren Judikatur des Bundesverwaltungsgerichts (BVerwGE 92, 353) angelegt wurde. Der im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verwendete Abfallbegriff ist wesentlich umfassender als der Abfallbegriff des alten Abfallgesetzes. Er umfaßt alle beweglichen Sachen der in Anhang I aufgelisteten Gruppen, derer sich der Besitzer entledigen will, entledigt oder entledigen muß. In Anhang I zum Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz werden in 16 Gruppen relativ unpräzise Stoff- und Produktgruppen aufgeführt. Durch den weiten Auffangtatbestand der Abfallgruppe Q 16 in Anhang I (Stoffe und Produkte aller Art, die nicht einer der oben [Q1–Q15] erwähnten Gruppen angehören) umfaßt der Abfallbegriff praktisch alle beweglichen Sachen. Es besteht insoweit Einigkeit, daß die in Anhang I genannten Stoffgruppen nicht geeignet sind, eine eigenständige eingrenzende Funktion zu erfüllen. Für die Abgrenzung zwischen Abfall und Nichtabfall wird es vielmehr auf die verschiedenen Entledigungstatbestände ankommen.

418. Im Rahmen der Anpassung nationaler Vorschriften an das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz wurden weitere europäische Vorgaben umgesetzt. Zu diesen Anpassungen zählen die Verordnung zur Einführung des Europäischen Abfallkatalogs (EAK), die Verordnung zur Bestimmung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen und die Verordnung zur Bestimmung von überwachungsbedürftigen Abfällen. In diesen Vorschriften wurde einheitlich die Abfallnomenklatur des Europäischen Abfallkatalogs übernommen. Der deutsche Verordnungsgeber hat dabei den Anhang mit den Abfallarten unterteilt. In den Verordnungen werden die europäischen Vorgaben (Teil 1) umgesetzt, zum Teil aber auch zusätzliche, nur für Deutschland geltende Abfallarten (Teil 2) aufgelistet. Die rechtliche Bedeutung des Europäischen Abfallkatalogs ist nicht unumstritten. In der Literatur (KERSTING, 1992, S. 343 (345); SCHRÖDER, 1991, S. 910 (914)) wird verschiedentlich vertreten, daß ein Stoff, soweit er in dem Anhang aufgeführt ist, bereits Abfall sei. Dieser Ansicht wird überwiegend (FLUCK, 1993, S. 590 (591); BICKEL, 1992, S. 361 (369); DIECKMANN, 1992, S. 407 (408)) entgegengehalten, daß die Erwähnung im Abfallkatalog nicht ausreiche, um die Abfalleigenschaft einer Sache zu begründen. Vielmehr müsse die Sache zusätzlich unter den Abfallbegriff fallen. Diese Auffassung wird wohl vom Wortlaut des Katalogs gedeckt. Sie entspricht auch der Umsetzung durch die EAK-Verordnung. In der amtlichen Begründung zur EAK-Verordnung (Begründung A. I. Absatz 3) wird klargestellt, daß der Abfallkatalog nicht erschöpfend ist, nicht die Abfalleigenschaft einer Sache festlegen soll und vor allem der Umsetzung der Europäischen Abfallnomenklatur dient. Dieser Auffassung haben sich das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall angeschlossen. Der Europäische Abfallkatalog stellt nach dem Entwurf nur „ein Verzeichnis mit beschreibender und systematisierender Funktion dar". Die Begründung der Abfalleigenschaft hängt somit richtigerweise von dem Vorliegen eines Entledigungstatbestandes ab.

419. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz hat in § 3 verschiedene Entledigungstatbestände zusammengefaßt, die zukünftig im Mittelpunkt der Kontroverse stehen werden. Wenn auch der Abfallbegriff des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes vom EU-Recht geprägt ist, läßt sich gleichwohl feststellen, daß der sogenannte dualistische Ansatz des deutschen Abfallbegriffs erhalten wurde (VERSTEYL und

WENDENBURG, 1996, S. 939). Ohne daß die Begriffe ausdrücklich genannt werden, geht das Gesetz offensichtlich weiter von einem subjektiven – mit den Tatbestandsmerkmalen „Entledigen und Entledigen wollen" – und einem objektiven Abfallbegriff – mit dem Tatbestandsmerkmal „Entledigen müssen" – aus. Nach überwiegender Meinung führt die Begriffsbestimmung in § 3 KrW-/AbfG zu keinen wesentlichen Änderungen des alten Abfallbegriffs, wie er durch die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts geprägt war (FRENZ, 1996, § 3 Rdnr. 8).

420. In § 3 Abs. 2 und 3 KrW-/AbfG wird der subjektive Abfallbegriff näher konkretisiert, ohne daß der Begriff selbst verwendet wird. Nach § 3 Abs. 2 liegt eine Entledigung dann vor, wenn der Abfallbesitzer die Sache entweder einer Verwertung im Sinne des Anhang II B oder einer Beseitigung im Sinne des Anhang II A zuführt oder die tatsächliche Sachherrschaft über sie unter Wegfall jeder weiteren Zweckbestimmung aufgibt. Da Absatz 2 an ein tatsächliches Handeln des Abfallbesitzers anknüpft und mit den drei Handlungsalternativen „Verwerten, Entsorgen, Besitzaufgabe" ein breites Spektrum abgedeckt ist, sind an dieser Stelle wenig Auseinandersetzungen zu erwarten. Lediglich die Abgrenzung zwischen der Verwertung einer Sache und der Nutzung einer Sache außerhalb des Abfallregimes begründet einen Interpretationsbedarf. Dies beruht darauf, daß mögliche Verwertungsverfahren, die zumindest ein Indiz für die Abfalleigenschaft einer Sache sind, nicht abschließend aufgezählt und die Verwertungsverfahren nur sehr ungenau und weitgefaßt definiert sind. Will man auf der anderen Seite aber nicht zu dirigistisch Verwertungsverfahren vorschreiben, scheint ein offener Katalog in der gewählten Form als ein geeigneter Weg. Möglicherweise ist aber dieses Interpretationsproblem mit dem Bund-Länder-Konsenspapier (Tz. 424 ff.) zu entschärfen, in dem spezifische Kriterien für die Verwertung entwickelt werden sollen. Diese ließen gegebenenfalls auch Rückschlüsse auf Verwertungsverfahren zu.

421. In § 3 Abs. 3 KrW-/AbfG werden zwei weitere Alternativen aufgeführt. Nach Nr. 1 ist eine Entledigung dann anzunehmen, wenn eine Sache entsteht, ohne daß der Zweck der Handlung darauf gerichtet war. Maßgeblich ist hierbei zunächst der Wille des Besitzers, wobei korrigierend die Verkehrsanschauung zu berücksichtigen ist. Entscheidend ist jeweils eine Betrachtung im Einzelfall. Es ist anzunehmen, daß sich bestimmte verallgemeinerbare Fallkonstellationen herausentwickeln werden. Problematisch werden insbesondere die Sachen sein, die nicht Hauptzweck der Produktion sind, sondern als untergeordneter Nebenzweck entstehen. Zum Teil wird gefordert, daß beispielsweise Neben-, Vor- oder Zwischenprodukte nicht dem Abfallbegriff unterfallen. Diesem pauschalen Ansatz kann nicht gefolgt werden. Nur eine Einzelfallbetrachtung vermag zuverlässig die Frage zu beantworten, ob eine nicht zweckgerichtet produzierte Sache Abfall im Sinne der Nr. 1 ist. Als Anhaltspunkte für eine Bewertung dieser Frage unter dem Gesichtspunkt Verkehrsanschauung haben die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall und das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit folgende Kriterien entwickelt: Eine Sache mit einem negativen Marktwert ist regelmäßig Abfall. Das gleiche gilt für eine Sache mit einem positiven Marktwert, die nicht im Hinblick auf Handelsverträge produziert wird, aus denen hervorgeht, daß sie regelmäßig gekauft werden. Für die Abfalleigenschaft einer Sache spricht ferner, wenn sie weder Produktnormen entspricht, noch einer Qualitätskontrolle unterworfen ist. Von einer fehlenden Produktabsicht und damit der Annahme der Abfalleigenschaft ist auch auszugehen, wenn der Erzeuger nicht darlegen kann, daß er tatsächlich in der Lage ist, in der näheren Zukunft die Sache dem deklarierten Gebrauch zuzuführen. Schließlich kann auch die Zugehörigkeit einer Sache zu dem Europäischen Abfallkatalog oder einer in Anhang I genannten Gruppen die Abfalleigenschaft dieser Sache indizieren. Mit diesen Abgrenzungskriterien wird der subjektive Abfallbegriff in Teilen objektiviert.

Im Gegensatz dazu stellt Nr. 2 darauf ab, daß die ursprüngliche Zweckbestimmung entfällt oder aufgegeben wird, ohne unmittelbar durch einen neuen Verwendungszweck ersetzt zu werden. Es kommt hierbei darauf an, daß die Sache auch tatsächlich einer neuen Nutzung zugeführt wird; allein die Möglichkeit einer anderen Nutzung genügt nicht. Der Schwerpunkt dieser Alternative liegt bei Ge- und Verbrauchsgütern. Grundsätzlich lassen sich die gleichen Abgrenzungskriterien wie für Nr. 1 zugrunde legen.

Allerdings dürfte hier die Abgrenzung im Zweifelsfall schwieriger sein und eine Auseinandersetzung erforderlich machen. Dies liegt insbesondere daran, daß das Merkmal „neuer Verwendungszweck" nicht anhand weiterer Kriterien eingeschränkt wurde. So ist es der Phantasie des Besitzers vorbehalten, was er alles als neuen Verwendungszweck deklariert. Welche Anforderungen an die Darlegungslast des Besitzers zu stellen sind und welche Kontrollmöglichkeiten der Behörde insoweit verbleiben, ist noch unklar. Ähnlich wie in Absatz 2 wird auch hier der Abgrenzung zwischen der abfallrechtlichen Verwertung einer Sache und einer Verwendung außerhalb des Abfallrechts eine entscheidende Rolle zukommen.

422. Der objektive Abfallbegriff, in § 3 Abs. 4 KrW-/AbfG konkretisiert als eine Entledigungspflicht, dient der Ergänzung des subjektiven Abfallbegriffs. Das Gesetz nennt drei Voraussetzungen, die nach herrschender Meinung sämtlich vorliegen müssen. Zunächst ist erforderlich, daß die Verwendung einer Sache entsprechend ihrer ursprünglichen Zweckbestimmung beendet ist. Der Umstand, daß die Sache einer anderen Nutzung zugeführt wird, spielt hier keine Rolle. In einer zweiten Stufe ist zu prüfen, ob die Sache gegenwärtig oder zukünftig ein gewisses Gefährdungspotential aufweist. Neben der Gefährlichkeit der Sache an sich kann das Gefährdungspotential auch durch Begleitumstände wie die Lagerung einer Sache begründet werden. Nach der Interpretation des Bund-Länder-Konsenspapiers ist für die Bejahung dieser Voraussetzung nicht erforderlich, daß von der Sache eine konkrete Gefahr ausgeht. Es genügt vielmehr, daß eine abstrakte Gefahrensituation besteht. Das dritte Tatbestandsmerkmal gebietet, daß das Gefährdungspotential eine ordnungsgemäße Verwertung oder gemeinwohlverträg-

liche Beseitigung erforderlich macht, mithin eine Nutzung außerhalb des Abfallregimes ausschließt. Das Bund-Länder-Konsenspapier knüpft insoweit an die Wahrscheinlichkeit einer künftigen Nutzung dieses Stoffes außerhalb des Abfallrechts an. Je größer das festgestellte Gefährdungspotential, um so höhere Anforderungen sind an die Darlegungen zur Wahrscheinlichkeit einer Nutzung zu stellen. Das Bund-Länder-Konsenspapier geht davon aus, daß das Fehlen eines entsprechenden Marktes der Wahrscheinlichkeit einer Nutzung entgegensteht. Wenn eine ausreichende Nutzungswahrscheinlichkeit festgestellt ist, bleibt zu prüfen, ob nur das Abfallrecht geeignet ist, dem Gefährdungspotential ausreichend zu begegnen, oder ob nicht die Anwendung anderen Ordnungsrechts ausreicht. Dies setzt allerdings voraus, daß diese speziellen Vorschriften sowohl nach Inhalt und Ziel tauglich sind, das Gefährdungspotential zu bewältigen. Kontrollmaßstab muß aber stets sein, daß eine Nutzung außerhalb des Abfallrechts nicht mit größeren Umweltgefahren verbunden ist.

3.1.2.2 Abgrenzung Abfälle zur Verwertung – Abfälle zur Beseitigung

423. Wie schon unter Tz. 413 ff. erwähnt, hat das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz zwei neue Kategorien geschaffen: Abfälle zur Verwertung und Abfälle zur Beseitigung. Anhand dieses Begriffspaares, welches vom EG-Abfallrecht vorgegeben ist, werden zukünftig weitreichende Entscheidungen im Abfallrecht gefällt werden. Von einer Zuordnung einzelner Stoffe zu einer der beiden Gruppen hängt die Überlassungspflicht an die öffentliche Entsorgung ab (Tz. 435 ff.). Entsprechend kontrovers wird die Abgrenzung dieser Begriffe diskutiert. Die Abgrenzung zwischen Abfällen zur Verwertung und Abfällen zur Beseitigung nimmt angesichts rückläufiger Abfallmengen eine herausragende Stellung ein. Während die öffentlichen Entsorgungsträger in Sorge um die Auslastung ihrer Anlagen einen beseitigungsfreundlichen Kurs fahren und zu diesem Zweck die Anforderungen an die Verwertung sehr hoch ansetzen, halten die Abfallbesitzer diese Anforderungen für wesentlich überhöht und letztlich contra legem für verwertungsfeindlich.

424. Um die Unsicherheiten, die das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz geschaffen hat, einzugrenzen, hatte die Länderarbeitsgemeinschaft Abfall einen vorläufigen Entwurf erarbeitet und diesen im Dezember 1996 interessierten Kreisen zugänglich gemacht. Der Entwurf beschäftigte sich mit den offenen Fragen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes und sollte den Bundesländern letztlich als einheitliche Vollzugshilfe dienen. Der Entwurf sah sich massiver Kritik der beteiligen Wirtschaftsverbände, aber auch des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit ausgesetzt. Ohne auf die Einzelheiten hier noch einzugehen – der Entwurf wurde im Frühjahr 1997 zurückgezogen – entspann sich eine Kontroverse im wesentlichen um die Frage der Festlegung der Kriterien von Verwertung beziehungsweise Beseitigung. Mittlerweile liegt ein zwischen Bund und Ländern abgestimmter gemeinsamer Entwurf vor, der im November 1997 von der Umweltministerkonferenz angenommen wurde.

425. In diesem Bund-Länder-Konsenspapier sind unter anderem abstrakte Kriterien für die Abgrenzung von der Abfallverwertung zur Abfallbeseitigung enthalten. Es ist allerdings fraglich, ob diese Kriterien allein geeignet sind, die Streitpunkte endgültig zu beseitigen, da die dort verwandten Formulierungen ebenfalls auslegungsfähig sind. Daher wird beabsichtigt, einen Katalog von Beispielen zu entwickeln, der auch periodisch ergänzt werden soll. Sowohl die Verwaltung als auch die Abfallbesitzer könnten anhand dieser Liste für eine Vielzahl von Fällen ohne weitere Überprüfung eine Einordnung vornehmen, die eine zeitaufwendige Einzelfallprüfung überflüssig werden ließe.

Diese Liste existiert gegenwärtig noch nicht. Der Umweltrat hält eine solche Beispielliste im Prinzip für hilfreich, wenngleich sie auch nie erschöpfend sein kann. Darüber hinaus werden immer Zuordnungsprobleme verbleiben, die durch eine dritte Instanz im Einzelfall entschieden werden müssen.

426. Schon in den ersten Monaten nach dem Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes hat sich gezeigt, daß die Abgrenzung zwischen Abfällen zur Verwertung und Abfällen zur Beseitigung Schwierigkeiten bereitet. Das Bund-Länder-Konsenspapier versucht mit seinen Auslegungskriterien für Eindeutigkeit zu sorgen. Mangelnde Genauigkeit in der Abgrenzung eröffnet in der Tat der Umgehung des Gesetzes durch Falschdeklaration Tür und Tor. Insofern sind verbindliche Regeln dringend erforderlich. Ungeachtet der oben beschriebenen Problematik vereinfachen die Kriterien des Konsenspapiers teilweise schon jetzt eine Einordnung der Abfälle.

427. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz hat – durchaus im Sinne der schon vor längerem gegebenen Empfehlung des Umweltrates – hinsichtlich des Umgangs mit Abfällen aller Art die Rangfolge Vermeidung vor Verwertung, Verwertung vor Beseitigung bestätigt (§§ 4 f. KrW-/AbfG). Bei der Verwertung ist zwischen stofflicher und energetischer Verwertung zu unterscheiden. Diese stehen grundsätzlich gleichberechtigt nebeneinander; wegen der gesetzlichen Mindestanforderungen an die Zulässigkeit der energetischen Verwertung ist bei Unterschreitung dieser Kriterien die stoffliche Verwertung vorrangig. Der Vorrang der Verwertung vor der Beseitigung gilt allerdings nicht, wenn die Beseitigung die umweltfreundlichere Lösung darstellt (§ 5 Abs. 5 KrW-/AbfG). Das Gesetz stellt dabei auf die zu erwartenden Emissionen, die Schonung der natürlichen Ressourcen, die einzusetzende oder zu gewinnende Energie und die Anreicherung von Schadstoffen in Erzeugnissen, Abfällen zur Verwertung oder daraus gewonnenen Erzeugnissen ab.

Im Bund-Länder-Konsenspapier wird darauf verwiesen, daß grundsätzlich zunächst zu prüfen ist, ob der Abfall zu verwerten ist. Wird eine Verwertung ausgeschlossen, ist der Abfall ohne weitere Prüfung zu beseitigen. Der Schwerpunkt der Ausführungen liegt daher bei der Verwertung von Abfällen. Das Kon-

senspapier konkretisiert zunächst die Merkmale, wann eine stoffliche Verwertung in Abgrenzung zur Beseitigung vorliegt. Danach muß die Entsorgungsmaßnahme eine wirtschaftlich angemessene Nutzung des Abfalls darstellen, das heißt, es muß ein adäquates Verhältnis zwischen den für die Nutzung des Abfalls aufzuwenden Kosten und den Erlösen beziehungsweise den sonstigen Nutzen aus der Nutzung bestehen. Dabei sei einerseits auf die Kosten der Nutzung des Abfalls abzustellen. Dazu zählen insbesondere die Kosten für die Behandlung des Abfalls sowie die Kosten, die für die Beseitigung anfallender Schadstoffe und Verunreinigungen sowie der Abfälle, die bei der Verwertung entstehen, anfallen. Andererseits ist auf den gezogenen Nutzen abzustellen. Dabei spielt eine Rolle, ob für die gewonnenen Sekundärrohstoffe ein Markt existiert und Erlöse für diese erzielt werden können. Für eine Verwertung spricht ferner die Menge der gewonnenen Sekundärrohstoffe. Gemäß dem Konsenspapier ist es nicht erforderlich, daß die Kosten der Beseitigung größer sind als der gezogene Nutzen; sie dürfen lediglich nicht außer Verhältnis stehen. Bei der stofflichen Verwertung ist ferner zu prüfen, ob die Verunreinigungen im Abfall nicht der Annahme der Verwertung entgegenstehen. Je größer der Schadstoffanteil ist, desto eher kommt eine Beseitigung des Abfalls in Betracht. Das Konsenspapier begründet dies damit, daß das Gesetz bei einem Hauptzweck „Beseitigung eines Schadstoffpotentials" keine Verwertung zuläßt. Es bestehe aber kein Automatismus, der bei Schadstoffhaltigkeit eines Abfalls stets die Verwertung dieses Abfalls ausschließt.

428. Zur energetischen Verwertung stellt das Bund-Länder-Konsenspapier fest, daß bei der Bewertung, ob der Hauptzweck in der energetischen Nutzung des Abfalls liegt, auf den einzelnen, unvermischten Abfall abzustellen ist. Für die Einstufung als Verwertungsmaßnahme müssen Energieinhalt des Abfalls (Heizwert) und Schadstoffgehalt miteinander in Beziehung gesetzt werden. Grundsätzlich sei es allerdings schwierig, durch allgemeine Grenz- oder Orientierungswerte festzuschreiben, ob die Verbrennung eines bestimmten Abfalls nun Verwertung oder Beseitigung sei. Daher wird angedeutet, daß möglicherweise an dieser Stelle noch Konkretisierungen für einzelne Abfälle und Entsorgungsverfahren erfolgen werden.

429. Das Konsenspapier stellt klar, daß die feste Zuordnung von Hausmüll als Abfall zur Beseitigung dahingehend zu verstehen ist, daß Restmüll – also bestimmter Hausmüll, aber auch bestimmte hausmüllähnliche Gewerbeabfälle – stets zu beseitigen ist. Fraktionen von Hausmüll und hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen können hingegen auch Abfälle zur Verwertung sein.

430. Einer der wenigen ungeklärten Punkte in dem Bund-Länder-Konsenspapier ist die Wahl der Verwertungsart. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit geht davon aus, daß bis zu einer entsprechenden Rechtsverordnung gemäß § 6 Abs. 1 Satz 2 KrW-/AbfG kein Vorrang zwischen den Verwertungsarten besteht. Die Länder vertreten dagegen die Auffassung, daß schon jetzt sich unmittelbar aus dem Gesetz ergibt, daß auch ohne die Rechtsverordnung im Einzelfall eine Rangentscheidung anhand des Kriteriums der besseren Umweltverträglichkeit zu treffen sei: Die Auffassung der Länder findet in der Literatur Unterstützung (FRENZ, 1996, § 6 Rdnr. 6). Mit dem Erlaß einer entsprechenden Verordnung falle lediglich die Pflicht zur Einzelfallprüfung weg. Der Umweltrat teilt diese Auffassung. Es kann nicht von der Verabschiedung einer Rechtsverordnung abhängen, ob der gesetzlich vorgeschriebene Vorrang, das heißt, die im Einzelfall umweltverträglichere Verwertungsart zu wählen, zu beachten ist.

431. Das Bund-Länder-Konsenspapier enthält weitere Hinweise zur Zulässigkeit der energetischen Verwertung. Hinsichtlich des Heizwertes des Abfalls stellt der Entwurf klar, daß der Abfall ohne Vermischung mit anderen Stoffen den Heizwert des § 6 Abs. 2 KrW-/AbfG erreichen muß. Erfüllt ein Abfall dieses Kriterium, ist die Vermischung mit anderen Abfällen, die ebenfalls den Heizwert erreichen, zulässig.

432. Das Konsenspapier trifft auch Aussagen für den Fall, daß die Entsorgung in mehreren Behandlungsschritten erfolgt. Beim Sortieren und der chemisch-physikalischen Behandlung ist auf den Hauptzweck der Behandlung abzustellen. Von entscheidender Bedeutung ist hierbei die Einordnung der zu behandelnden Abfälle, da der Behandlungsvorgang selbst keine Entsorgung darstellt. Soweit verschiedene Abfälle vermischt werden, sind die einzelnen Abfälle jeweils gesondert zu betrachten und zu klassifizieren. Auf die Eigenschaften des Gemisches kommt es nicht an. Das Zerkleinern von Abfällen ist nur dann als Verwertung einzustufen, wenn die zerkleinerten Abfälle anschließend vollständig verwertet werden.

433. Die allgemeinen Anforderungen an die Verwertung (Schadlosigkeit, Hochwertigkeit, technische Möglichkeit und wirtschaftliche Zumutbarkeit der Verwertung) werden ebenfalls in dem Bund-Länder-Konsenspapier konkretisiert. Es hebt hervor, daß das sogenannte Downcycling möglichst vermieden werden soll; das heißt, Abfälle sollen möglichst lange im Wirtschaftskreislauf gehalten werden. Der Entscheidung zur Hochwertigkeit ist stets die vergleichende Betrachtung verschiedener Verwertungsverfahren zugrunde zu legen. Ist ein Verfahren zwar kostspieliger, aber immer noch wirtschaftlich zumutbar, so hat der Abfallbesitzer das teurere Verfahren zu wählen, wenn der Abfall dadurch länger im Wirtschaftskreislauf gehalten wird. An diesem Punkt wird deutlich, daß der abstrakte Kriterienkatalog für die Praxis nur bedingt tauglich ist. Die Erläuterungen zur Hochwertigkeit sind nicht geeignet, Klarheit zu verschaffen. Abhilfe verspricht insoweit nur die angekündigte Beispielliste.

Eine Verwertung ist nach dem Entwurf bereits dann technisch möglich, wenn sie – im Gegensatz zum Stand der Technik – nach Prüfung im Einzelfall praktisch geeignet ist. Verfahren, die nur theoretisch möglich sind, bleiben außer acht. Zur wirtschaftlichen Zumutbarkeit, die ein Ausfluß des Verhältnismäßigkeitsprinzips ist, stellt das Konsenspapier fest, daß die Verwertung im Einzelfall auch teurer als die

Beseitigung sein kann. Entscheidend ist darauf abzustellen, daß diese Mehrkosten nicht außer Verhältnis stehen dürfen. Bei der Berechnung der Kosten können bei einer mittel- und langfristigen Betrachtung insbesondere die Langzeitrisiken der Deponierung sowie die zukünftige Verknappung von Deponiekapazitäten mit einbezogen werden. Die Zumutbarkeit der Verwertung hängt weiter davon ab, ob sie auch anderen Abfallbesitzern möglich ist und der Mehraufwand nicht zu einer Marktuntauglichkeit der Erzeugnisse führt. Die Ausführungen sind an dieser Stelle nach Auffassung des Umweltrates zu unspezifisch, als daß vermutet werden könnte, sie könnten die bestehenden Differenzen beseitigen. Allerdings ist zu befürchten, daß an dieser Stelle auch der angekündigte Beispielkatalog nicht weiterhelfen wird.

434. Trotz der Klärungsversuche, die mit dem Konsenspapier unternommen wurden, ist die Abgrenzung von Abfällen zur Beseitigung und Abfällen zur Verwertung wegen ihrer zentralen Bedeutung im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz auch in der neueren juristischen Literatur außerordentlich umstritten (vgl. BAARS, 1997; DOLDE und VETTER, 1997; WEIDEMANN, 1997). Es ist angesichts der fortgesetzten Auseinandersetzung, die den alten Streit um die Abgrenzung von Wirtschaftsgut und Abfall widerspiegelt, fraglich, ob mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz gegenüber dem Abfallgesetz von 1986 tatsächlich ein Fortschritt erzielt wurde. Neben den bereits angesprochenen Abgrenzungsschwierigkeiten wirft die Kontroverse um die Probleme, ob das Sortieren vermischter Abfälle (z. B. hausmüllähnlicher Gewerbeabfall) ein Beseitigungs- oder Verwertungsvorgang ist, die Frage auf, ob das dualistische System von Abfällen zur Beseitigung und Abfällen zur Verwertung nicht lediglich Anlaß zur Rabulistik bietet.

Einerseits wird die Auffassung vertreten, daß das Sortieren von vermischten Abfällen ein Behandlungsvorgang und folglich ein Beseitigungsvorgang im Sinne des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes sei (DOLDE und VETTER, 1997, S. 943). Andererseits wird argumentiert, daß das Sortieren sogenannter Wertstoffgemische zum Zwecke des Gewinnens von Stoffen aus Abfällen gemäß § 4 Abs. 3 Krw-/AbfG eine Maßnahme der Abfallverwertung sei (WEIDEMANN, 1997, S. 315; so auch Beschluß des VG Düsseldorf vom 11. März 1997, 17 L 1216/97). Die Auffassung von DOLDE und VETTER (1997) hätte zur Folge, daß große Abfallströme auch weiterhin den öffentlichen Abfallentsorgern als Abfälle zur Beseitigung zuflössen. Diese Interpretation würde im Ergebnis der Zieltrias des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes widersprechen; denn letztlich dient die Sortierung der Rohstoffgewinnung. Die Kontroverse zeigt ferner, daß es bei der Abgrenzung im Grunde nicht um ökologische Fragen geht. Die Bemühungen der öffentlichen Entsorger, möglichst große Abfallmengen zu erlangen, rührt nur daher, daß sie derzeit Überkapazitäten haben. Im Hinblick auf das in Abschnitt 3.1.6 dargestellte Konzept für eine künftige, stärker marktorientierte Abfallwirtschaft gibt der Umweltrat zu bedenken, ob es nicht sinnvoller wäre, darauf hinzuarbeiten, zumindest mittelfristig das Konzept der Abfälle zur Verwertung und der Abfälle zur Beseitigung zugunsten eines marktorientierten Ansatzes aufzugeben. Unter dieser Voraussetzung könnten bei einer entsprechend weiten (großzügigen) Interpretation des Verwertungsbegriffes unnötige Streitigkeiten vermieden werden.

3.1.2.3 Rechtspolitische Würdigung der Privatisierungsansätze im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz

435. Durch den Übergang vom Abfallgesetz 1986 zum Kreislaufwirtschaftsgesetz hat ein Systemwechsel stattgefunden, wenngleich dieser keine vollständige Privatisierung nach sich zieht. Wesentlich für das Abfallgesetz 1986 war das Entsorgungsmonopol der entsorgungspflichtigen Körperschaften. Die Abfallbesitzer hatten gemäß § 3 Abs. 1 Abfallgesetz die Abfälle den entsorgungspflichtigen Körperschaften des öffentlichen Rechts zu überlassen. Diese Entsorgungspflicht wurde von den Landesgesetzgebern ganz überwiegend auf kreisfreie Städte und Landkreise übertragen. Allerdings sah auch das Abfallgesetz in § 3 Abs. 2 Satz 2 bereits vor, daß sich die entsorgungspflichtigen Körperschaften zur Erfüllung ihrer Entsorgungspflicht Dritter bedienen können. Diese Einschaltung Dritter bedeutete allerdings nicht, daß die Dritten selbst entsorgungspflichtig wurden. Vielmehr nahmen sie nur die Aufgaben für die entsorgungspflichtigen Körperschaften wahr.

Formen der Privatisierung

Die Privatisierung öffentlicher Aufgaben kennt verschiedene Ausprägungen. Überwiegend existieren keine von der Verfassung festgelegten öffentlichen Aufgaben, so daß der Politik regelmäßig ein weites Ermessen zusteht, bislang vom Staat wahrgenommene Aufgaben privaten Dritten zu übertragen. Soweit sich der Staat einer Aufgabe entledigen will und verfassungsrechtliche Gründe nicht entgegenstehen, kann er sich verschiedener Umsetzungsstrategien bedienen: Im Vordergrund stehen die sogenannte formelle Privatisierung (Organisationsprivatisierung) und die materielle Privatisierung.

Formelle Privatisierung: Bei dieser Privatisierungsform verbleibt die Aufgabe beim Staat. Privatisierung bedeutet hier nur, daß der Staat die Aufgaben von privatrechtlich ausgestalteten Gesellschaften wahrnehmen läßt.

Materielle Privatisierung: Diese Form der Privatisierung wird dadurch gekennzeichnet, daß der Staat entweder die Aufgabe als solche oder aber die Erfüllung einer Aufgabe an Private überträgt. Die materielle Privatisierung geht weiter, weil der Staat sein tatsächliches Leistungsspektrum verringert. Er kann eine Aufgabe, für deren Wahrnehmung er bisher verantwortlich war, auf Private übertragen. Man spricht daher auch von Aufgabenprivatisierung.

436. Die öffentliche Abfallentsorgungspflicht galt auch nach dem bisherigen Abfallrecht nicht unbeschränkt. Diejenigen Abfälle, die nach Art oder Menge nicht mit dem Hausmüll zu entsorgen waren, konnten von der öffentlichen Entsorgung ausgeschlossen werden. Für diese Abfälle war der Besitzer gemäß § 3 Abs. 4 Abfallgesetz entsorgungspflichtig. Von dieser Ausschlußmöglichkeit wurde reger Gebrauch gemacht. In den meisten Bundesländern wurden Regelungen zur Sonderabfallentsorgung erlassen. In einer Reihe von Ländern wurden Andienungs- und Überlassungspflichten für Sonderabfälle an die jeweiligen Entsorgungsgesellschaften in diesen Ländern festgelegt (KONZAK und FIGGEN, 1996, S. 753). Diese Entsorgungsgesellschaften sind ganz überwiegend als privatrechtliche Gesellschaften ausgestaltet. Gemäß § 13 Abs. 4 Satz 1 und 2 KrW-/AbfG können die Länder nun Andienungs- und Überwachungspflichten für besonders überwachungsbedürftige Abfälle bestimmen, wobei unterschiedliche Anforderungen an Abfälle zur Verwertung beziehungsweise zur Beseitigung gestellt werden. Diese Regelung widerspricht dem Grundgedanken des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Die Kreislaufführung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle und damit verbunden die Eigenverantwortung der Abfallbesitzer wird unterbrochen (BARTRAM und SCHADE, 1995, S. 255). Des weiteren regelt § 13 Abs. 4 Satz 4 KrW-/AbfG, daß Andienungspflichten für besonders überwachungsbedürftige Abfälle zur Verwertung, welche schon vor Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes von den Ländern bestimmt worden waren, von der Neuregelung unberührt bleiben. Diese Vorschrift kam erst auf Druck der Länder im Vermittlungsausschuß in das Gesetz und ist als Zugeständnis an das materiell begründete Bestandsschutzdenken der Länder zu verstehen (OSSENBÜHL, 1996, S. 21). Soweit also Sonderabfallentsorgungsmonopole in den Ländern bestanden, bleiben diese unangetastet. Allerdings muß § 13 Abs. 4 Satz 4 KrW-/AbfG wohl dahingehend interpretiert werden, daß diese Landesregelungen nur insoweit unberührt bleiben, als sie rechtmäßigerweise zum Zeitpunkt des Inkrafttretens des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz bestanden. Soweit eine Landesregelung nichtig ist, kann sie nicht nachträglich durch § 13 Abs. 4 Satz 4 KrW-/AbfG geheilt werden (KONZAK und FIGGEN, 1996, S. 759; a.A. WEIDEMANN, 1995, S. 56).

437. Von der grundsätzlichen Systematik des Abfallgesetzes hat sich das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verabschiedet. In § 5 werden die Grundpflichten der Kreislaufwirtschaft festgelegt. Nach Abs. 2 sind im Gegensatz zum Abfallgesetz grundsätzlich die Erzeuger und Besitzer von Abfällen verpflichtet, diese nach Maßgabe des § 6 KrW-/AbfG zu verwerten. Für den Hausmüll allerdings verbleibt gemäß § 13 Abs. 1 Satz 1 KrW-/AbfG das Entsorgungsmonopol bei den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern. Insoweit bringt das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz keine Änderung mit sich. Gleiches gilt gemäß § 13 Abs. 1 Satz 2 KrW-/AbfG auch für Abfälle aus anderen Herkunftsbereichen, soweit der Erzeuger oder Besitzer nicht in eigenen Anlagen zur Beseitigung dieser Abfälle in der Lage ist. Diese Abfälle bezeichnet man als sogenannte hausmüllähnliche Gewerbeabfälle.

438. Soweit Hausmüll und hausmüllähnliche Abfälle Dritten im Sinne der §§ 16 bis 18 KrW-/AbfG überlassen werden, fällt die Überlassungspflicht an die öffentlichen Entsorger wieder weg. An dieser Stelle besteht eine wesentliche Neuerung im Vergleich zum Abfallgesetz. Allerdings enthält das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz in diesem Regelungsbereich eine Reihe von Ausnahmen, so daß man nicht von einer wesentlichen Öffnung sprechen kann. Die Möglichkeit, Überlassungspflichten Dritter zu begründen, ist zunächst einmal davon abhängig, daß sich überhaupt interessierte Vereinigungen bilden. Ein Zwang zur Bildung solcher Vereinigungen besteht nicht. Entsorgungspflichten können an Dritte nur nach vorheriger Prüfung durch die zuständige Behörde übertragen werden. Schließlich bedarf die Übertragung der Aufgaben der Zustimmung der bisher Entsorgungspflichtigen. Im Ergebnis hängt die Übertragung der Aufgaben an Private zukünftig von den entsorgungspflichtigen Körperschaften ab. Mit diesem Zustimmungserfordernis der entsorgungspflichtigen Körperschaften gemäß § 16 Abs. 2 Satz 1 KrW-/AbfG wird eine Privatisierung in diesem Bereich schwerlich gelingen. Solange die entsorgungspflichtigen Körperschaften bei abnehmenden Abfallmengen um die Auslastung ihrer Anlagen fürchten und ihnen keine Übergangsmodelle angeboten werden, ist kaum mit einer Änderung zu rechnen. Auch die Berücksichtigung überwiegender öffentlicher Interessen als Voraussetzung für die Pflichtenübertragung auf Dritte steht derzeit einer Pflichtenübertragung entgegen. Eine Nichtauslastung existierender Anlagen und die daraus resultierenden Folgen stellen ein überwiegendes öffentliches Interesse dar (FRITSCH, 1996, S. 86). Voraussetzung für eine weitere Privatisierung im Abfallsektor ist nach Ansicht des Umweltrates ein umfassendes Konzept, in dem eine Regelung für die existierenden Anlagen der öffentlichen Entsorgungsträger geschaffen wird (Tz. 450).

439. Der Abfallbegriff des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes führt zu einer Ausweitung des Anwendungsbereichs des Abfallrechts im Vergleich zum Abfallgesetz (Tz. 414). Soweit das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz für die Abfälle zur Verwertung bestimmt, daß diese von den Besitzern zu verwerten sind, also in deren Verantwortung verbleiben, so mag dies als ein politisches Signal in Richtung Privatisierung verstanden werden. Tatsächlich erfolgt jedoch kaum eine Veränderung zum bisherigen Zustand. Denn diese Abfälle waren früher aufgrund der engen Auslegung des Abfallbegriffs dem Regime des Abfallrechts gar nicht zugänglich, so daß insoweit auch nicht von einer Privatisierung der Abfallwirtschaft gesprochen werden kann. Vielmehr wurde ein bereits bestehender privater (Abfall-)Markt belassen. Dies wird man nicht als Privatisierung bezeichnen können.

440. Der Umweltrat befürwortet die Öffnung der Abfallwirtschaft für den Markt. Er bedauert, daß der Öffnungsversuch im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz außerordentlich zaghaft geblieben ist. Ins-

besondere das faktische Vetorecht der Gebietskörperschaften gegen das Eindringen privater Dienstleister in die Entsorgung von Hausmüll und die Aufrechterhaltung der bestehenden Entsorgungsmonopole für Sonderabfall lassen das Bekenntnis des Gesetzgebers zur Privatisierung mehr als Lippenbekenntnis und nicht als eine ernsthaft verfolgte politische Strategie erscheinen. Auch die Frage, wie bei einem Übergang von Entsorgungsleistungen auf Private die getätigten Vorleistungen der öffentlichen Entsorgungsträger bewertet werden, wird nicht beantwortet. Insofern bleibt die Frage der Öffnung der Abfallwirtschaft für den Markt eine Aufgabe für die künftige Gestaltung.

3.1.2.4 Abfallwirtschaftskonzepte und Abfallbilanzen

441. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz enthält nunmehr in den §§ 19 und 20 Anforderungen an die Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen. Der Bundesgesetzgeber orientierte sich hierbei an bereits existierenden Landesregelungen. Mit den Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen soll die Eigenverantwortung der Unternehmen gefördert werden. Die Erstellungspflicht ist somit als ein weiteres Instrument zur Umsetzung der Strategie zu verstehen, die eine Verlagerung der Überwachung in Richtung Unternehmen intendiert. Abfallwirtschaftskonzepte und Abfallbilanzen sind ferner Instrumente der unternehmensinternen Analyse und Planung. Insoweit überschneiden sich die Anforderungsprofile dieser Instrumente. Sie unterscheiden sich darin, daß die Abfallbilanz nur eine rückblickende Betrachtung über die entsorgten Abfälle des vergangenen Jahres enthält, während das Abfallwirtschaftskonzept auch Darstellungen hinsichtlich der geplanten Maßnahmen zur Vermeidung, Verwertung und zur Beseitigung von Abfällen beinhalten muß. Darüber hinaus sind Darlegungen zu den vorgesehenen Entsorgungswegen und gegebenenfalls zur Standort- und Anlagenplanung erforderlich.

442. Die Pflicht zur Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen besteht nur für Abfallbesitzer, bei denen große oder besonders schädliche Mengen von Abfall anfallen (jährlich mehr als 2 000 kg besonders überwachungsbedürftige Abfälle oder jährlich mehr als 2 000 t überwachungsbedürftige Abfälle). Damit entstehen keine Belastungen für die „kleinen" Abfallbesitzer. Während die Regelung hinsichtlich der Sonderabfälle auf das jährliche Gesamtaufkommen abstellt, wird bei den überwachungsbedürftigen Abfällen differenziert. Die Erstellungspflicht entsteht hier erst dann, wenn mehr als 2 000 t Abfall je Abfallschlüssel anfallen. Die Regelung wendet sich folglich an diejenigen Abfallbesitzer, die aufgrund der anfallenden Menge oder der Schädlichkeit ihres Abfalls ohnehin besondere organisatorische Maßnahmen im Umgang mit ihren Abfällen hätten treffen müssen. Die Abfallwirtschaftskonzepte und Abfallbilanzen führen daher zunächst zu einer weiteren Belastung der Abfallbesitzer; es müssen Daten erhoben, bearbeitet und entsprechend dargestellt werden. Dies wird damit gerechtfertigt, daß von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen positive Effekte für die Verbesserung des betrieblichen Umweltschutzes erwartet werden können.

443. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz gewährt in den §§ 44 und 47 den Erzeugern und Besitzern von Abfällen gewisse Erleichterungen bei den obligatorischen Nachweispflichten. Sind diese Erzeuger und Besitzer gemäß §§ 19, 20 KrW-/AbfG erstellungspflichtig, werden die Nachweise in den Nachweisverfahren durch die Abfallwirtschaftskonzepte und Abfallbilanzen ersetzt. Überflüssige Doppelprüfungen werden an dieser Stelle vermieden. Perspektivisch könnten Abfallwirtschaftskonzepte und Abfallbilanzen darüber hinaus in weitergehende Deregulierungsstrategien eingebunden werden. So haben schon jetzt die Länder Bayern, Berlin, Saarland und Schleswig-Holstein in ihren Ausarbeitungen zu Deregulierungsmaßnahmen im Zusammenhang mit der Öko-Audit-Verordnung (Abschn. 2.2.3) Vorschläge erstellt, die auditierten Unternehmen gewisse Erleichterungen hinsichtlich ihrer Pflicht zur Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen gewähren. Bei Betrieben, welche die Regelungen der Umweltallianz Berlin (Vereinbarung des VCI-Landesverbandes Berlin mit dem Land Berlin vom Juni 1997, s. Tz. 354) erfüllen, kann die unternehmensinterne Dokumentation über die Registrierung und Bewertung von Abfällen im Rahmen des Systems der Öko-Audit-Verordnung als Abfallwirtschaftskonzept oder dessen Fortschreibung sowie als Abfallbilanz anerkannt werden. Dies ist allerdings nur dann möglich, wenn diese Dokumentation den Anforderungen der §§ 19, 20 KrW-/AbfG entspricht.

444. Ergänzend zu den Regelungen in den §§ 19 und 20 KrW-/AbfG wurde eine Verordnung über Abfallwirtschaftskonzepte und Abfallbilanzen erlassen, in der die Anforderungen an Form und Inhalt konkretisiert wurden. Insbesondere wurde die Aufbereitung der Daten in digitalisierter Form zugelassen. Auch insoweit sind Rationalisierungseffekte bei den Unternehmen und in der Verwaltung zu erwarten.

Wichtiger sind jedoch die inhaltlichen Anforderungen. So werden für Abfallbilanzen hinsichtlich Art, Menge und Verbleib der besonders überwachungsbedürftigen Abfälle sowie der überwachungsbedürftigen Abfälle relativ detaillierte Angaben gefordert. Für Abfallwirtschaftskonzepte sind darüber hinaus die Begründung, aus welchem Grund die Notwendigkeit der Beseitigung – insbesondere unter Berücksichtigung der im KrW-/AbfG gebotenen Anforderungen – besteht (§ 5), sowie die Darstellung und Begründung, warum Abfälle außerhalb Deutschlands verwertet oder beseitigt werden, erforderlich.

445. Grundsätzlich trifft auch die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger die Pflicht zur Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen. Allerdings werden nicht die gleichen inhaltlichen Anforderungen wie an die anderen Abfallbesitzer gestellt. Es bleibt vielmehr den Ländern vorbehalten, entsprechende inhaltliche Forderungen zu formulieren. Diese Ungleichbehandlung erschwert die länderübergreifende Planung. Möglicherweise werden

sich hier unterschiedliche Methoden und Standards etablieren, die den Versuch, bundeseinheitliche Daten für die Abfallwirtschaft zu erlangen, konterkarieren. Im Gegensatz dazu wurde für die erstellungspflichtigen privaten Abfallbesitzer gerade ein bundeseinheitliches System eingeführt. Es wird bemängelt, daß die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger nicht unmittelbar aus dem Gesetz verpflichtet sind, ihre Planungen für Standorte und Anlagen offenzulegen.

446. Bei der Bewertung der in den §§ 19 und 20 KrW-/AbfG eingeführten Pflicht zur Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen ist zu differenzieren. Kein Zweifel kann daran bestehen, daß eine lückenlose Verfolgung des Verbleibs von Abfällen ermöglicht werden muß. Dazu bedarf es gewisser Mindestdokumentationspflichten aller Abfallbesitzer, nicht nur der großen, wie sie in § 20 (Abfallbilanz) vorgesehen sind. Was über die Mindestpflichten hinausgeht, bedarf zusätzlicher Rechtfertigung. Vorwärtsgerichtete Informationen sind in einer weitgehend von der öffentlichen Hand dominierten Abfallwirtschaft für die Planung der öffentlichen Entsorgungseinrichtungen erforderlich. Insofern ist die in § 19 KrW-/AbfG den Besitzern großer Abfallmengen auferlegte Pflicht zur Aufstellung von Abfallwirtschaftskonzepten systemimmanent konsequent. Zu einer anderen Bewertung gelangt man für ein weitgehend privatisiertes Abfallwirtschaftssystem (vgl. Abschn. 3.1.6).

3.1.2.5 Unterauslastung kommunaler Entsorgungskapazitäten

447. Während die Abfallpolitik in den achtziger sowie Anfang der neunziger Jahre von Befürchtungen des Eintretens von Entsorgungsnotständen geleitet war, besteht seit einigen Jahren ein erhebliches Auslastungsproblem kommunaler Anlagen. Zwischen den Anbietern von Entsorgungsleistungen ist ein Wettbewerb um die Abfallmengen entbrannt. Folglich verteilen sich die hohen Fixkostenblöcke der kommunalen Deponien sowie der Müllverbrennungsanlagen in öffentlicher Hand auf nunmehr sinkende Abfallmengen. Auf die drohende Abwanderung der Anlieferer von Gewerbeabfällen reagieren die kommunalen Anlagenbetreiber, indem sie die hohen Fixkosten überwiegend den privaten Haushalten anlasten.

448. Die Kommunen suchen die Schuld für die sich abzeichnende Entwicklung in den Privatisierungsansätzen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (Abschn. 3.1.2.3). In einer Politik, die zunehmend öffentliche Aufgaben in den privaten Sektor verlagert, sehen sie einen Systembruch mit extrem negativen Folgen. Der gesetzliche Auftrag der Kommunen zur Abfallentsorgung bestehe seit dem Erlaß des Gesetzes über die Beseitigung von Abfällen 1972. Mit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes würden Abfälle, die bislang in kommunalen Anlagen entsorgt wurden, nun von privaten Entsorgern verwertet. Die Auslastung von kommunalen Entsorgungskapazitäten sei damit nicht mehr gewährleistet. Die Kommunen verfügten nicht mehr über die erforderlichen Steuerungsmöglichkeiten, um die Abfälle in die vorgesehenen Beseitigungskapazitäten zu lenken. Die Folge seien massive Unterauslastungen sowie Gebührensteigerungen. Der Schutz bereits getätigter Investitionen sei angesichts der kurzen Vorlaufzeiten nicht sichergestellt. Die finanziellen Lasten müßten die ohnehin bereits stark belasteten Kommunen und damit letztlich die privaten Haushalte tragen.

449. Welchen Anteil das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz an der sich jetzt abzeichnenden Unterauslastung kommunaler Entsorgungskapazitäten tatsächlich hat, läßt sich nur ein Jahr nach dem Inkrafttreten des neuen Gesetzes kaum quantifizieren. Festzuhalten ist jedoch, daß bereits vor 1996 eine ganze Reihe von Entwicklungen auszumachen sind, die auf die mangelnde Auslastung kommunaler Anlagen hinwirkten:

- So ist in den letzten Jahren insgesamt ein Rückgang des Abfallaufkommens sowohl aus privaten Haushalten als auch aus der Produktion zu beobachten (Tz. 408).
- Der Trend zu einer verstärkten Aufbereitung und Verwertung von Produktionsabfällen, insbesondere von Bodenaushub und Bauschutt, zeichnet sich bereits seit längerem ab. Die auf Deponien abgelagerten Abfälle sind zwischen 1990 und 1993 in den alten Ländern um 42 % gesunken (UBA, 1996, S. 224 nach Statistisches Bundesamt).
- Mit der Verabschiedung der Verpackungsverordnung im Juni 1991 wurde den kommunalen Entsorgungsanlagen bereits eine wichtige Abfallfraktion entzogen.
- Durch die TA Siedlungsabfall sowie die großzügige Auslegung der Ausnahmeregelung bei ihrer Umsetzung durch die Länder (vgl. Tz. 516 und Kasten zu Tz. 597) entsteht für die Deponiebetreiber ein Anreiz, ihre Kapazitäten kurzfristig zu niedrigen Preisen anzubieten, um die Deponien noch bis zum Ablauf der Übergangsfrist zu verfüllen.
- Durch neue Entsorgungswege (Bergbau, Mitverbrennung in Stahl-, Kraft- und Zementwerken) wurde das Angebot an Entsorgungskapazitäten erweitert.
- Unter dem Eindruck eines wachsenden Abfallaufkommens Ende der achtziger Jahre wurden weitere Entsorgungskapazitäten geplant und aufgebaut. Dort, wo das Prinzip kleinräumiger Entsorgungsautarkie nach wie vor herrscht, zwingt es die Gebietskörperschaften auch weiterhin dazu, entsprechend hohe Reservekapazitäten vorzuhalten.

Betrachtet man hingegen die Privatisierungsansätze im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, liefern diese zunächst wenig Hinweise auf eine umfassende Verlagerung von Entsorgungsaufgaben in den privaten Sektor (vgl. Tz. 438 ff.). Eine Veränderung ergibt sich für die kommunale Entsorgung insofern, als gewerbliche Abfälle zur Beseitigung nun auch in eigenen Anlagen der Abfallbesitzer entsorgt werden dürfen. Von der Überlassungspflicht an öffentlich-rechtliche Entsorger ausgenommen sind nach dem neuen Recht ebenfalls die von den Haushalten selbst verwerteten Abfälle. Da hiermit in erster Linie die Ei-

genkompostierung angesprochen wird, ist der aus dieser Regelung resultierende Mengeneffekt als eher gering einzuschätzen. Die Kommunen berichten jedoch von stark rückläufigen Mengen an Gewerbemüll in öffentlichen Anlagen seit Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Abfälle, die den Kommunen bislang zur Beseitigung angedient wurden, würden nun als Abfälle zur Verwertung deklariert und in privaten Anlagen entsorgt. Eine Erklärung für diese Entwicklung liefern möglicherweise Unterschiede in der Zuordnung von Abfällen als zu verwertende Abfälle. Bei den bislang bekannt gewordenen gerichtlichen Entscheidungen zeichnet sich ab, daß die Anforderungen an Abfälle zur Verwertung unter dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz geringer sind als die, die unter dem Abfallgesetz an Wirtschaftsgüter gestellt wurden.

Es zeigt sich, daß die Unterauslastung kommunaler Entsorgungsanlagen mit den Neuregelungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes allenfalls in Teilen erklärt werden kann. Die Wurzeln der aktuellen Entwicklung reichen vielfach sehr viel weiter zurück. Sie sind Ausdruck einer insgesamt veränderten Abfallpolitik, die aus der Sorge um einen drohenden Entsorgungsnotstand sowie aus einem verstärkten Umweltbewußtsein heraus bereits Ende der achtziger Jahre entstanden ist und auf eine verstärkte Produktverantwortung sowie auf Vermeidung und Verwertung von Abfällen setzt. Das Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes ist damit aber nicht Auslöser dieser Entwicklung; vielmehr setzt es die Abfallpolitik der letzten Jahre, die bereits in einzelnen Regelwerken ihren Niederschlag gefunden hat (z. B. Verpackungsverordnung, TA Siedlungsabfall), in neues Abfallrecht um.

450. Grundsätzlich muß für die Kommunen ebenso wie für Private ein gewisser Vertrauensschutz für die von ihnen unter den gegebenen Rahmenbedingungen getätigten Investitionen gelten. Sollten Bereitstellungsentscheidungen der Kommunen durch Veränderungen der abfallpolitischen Rahmenbedingungen – hier durch die Verabschiedung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes – tatsächlich in außergewöhnlichem Maße beeinträchtigt sein (dies ist möglicherweise aufgrund der Langfristigkeit von Investitionen im Abfallsektor der Fall), wäre zu überlegen, mit welchen Maßnahmen der erforderliche Vertrauensschutz gewährleistet werden kann.

451. So kann die Kommune bei abfallwirtschaftlichen Leistungen, die im Fall des privaten Angebots mit der Gefahr von Marktmacht verbunden sind (z. B. die Sammlung von Siedlungsabfällen, Tz. 713) oder aber bei denen ein privates Leistungsangebot ohne kommunales Tätigwerden nicht zustande kommt (z. B. das Aufstellen und Entleeren von Straßenabfallbehältern), die entsprechenden Leistungen ausschreiben. Mit der Ausschreibung der Entsorgungsleistungen durch die Kommune wird der „Wettbewerb im Markt" durch einen „Wettbewerb um den Markt" ersetzt. Der kostengünstigste Bieter wird mit der Leistungserstellung beauftragt.

Können die abfallwirtschaftlichen Leistungen einzelnen Nutzern zugeordnet werden (z. B. Entsorgung von Siedlungsabfällen), erlaubt die Gebührenordnung den Kommunen, den Preis für die private Leistungserstellung über Gebühren an die Haushalte weiterzugeben. Eine Finanzierung aus den Einnahmen für andere Leistungen ist nicht erforderlich. Sofern politisch normative Vorgaben die Versorgung der Bevölkerung zu gleichen Preisen verlangen, kann dieses Ziel im Fall der privaten Leistungserstellung durch die gleichmäßige Aufteilung der Kosten auf die Haushalte erreicht werden. Unter Lenkungsgesichtspunkten überlegen ist hingegen eine Strategie, die jeden Haushalt (näherungsweise) mit den von ihm verursachten Kosten belastet (Tz. 498 ff.).

Leistungen, die der Allgemeinheit zugute kommen (z. B. die Aufstellung und Entleerung von Straßenabfallbehältern, die Abfallberatung), sind aus dem allgemeinen Steueraufkommen zu finanzieren, nicht aber aus Gebühren für die Grundstücksentsorgung (Tz. 486 f.). Die Leistungserstellung kann ebenfalls Privaten überlassen werden.

452. Der Umweltrat begrüßt insofern die Entwicklung hin zu einer verstärkten Verlagerung von Entsorgungsleistungen in den privaten Sektor. Das in der Abfallwirtschaft vorhandene Privatisierungspotential ist durch das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz jedoch nach wie vor nicht ausgeschöpft. So sollten Bestrebungen zur Verlagerung kommunaler Aufgaben in den privaten Sektor auch vor dem Angebot von Beseitigungsleistungen sowie vor der Verwertung von Abfällen aus privaten Haushalten nicht Halt machen (Tz. 713 ff., 743).

3.1.2.6 Kleinräumige Entsorgungsautarkie

453. Die den Ländern bereits im Abfallgesetz 1986 (§ 6 Abs. 1 AbfG) eingeräumte Möglichkeit, dem Beseitigungspflichtigen in Abfallwirtschaftsplänen vorzuschreiben, welcher Entsorgungsträger vorgesehen ist und welcher Abfallbeseitigungsanlage sich die Beseitigungspflichtigen zu bedienen haben, findet sich auch im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (§ 29 Abs. 1 Satz 4 KrW-/AbfG) wieder.

Das EU-Abfallrecht fordert die Mitgliedstaaten dazu auf, ein integriertes Netz von Entsorgungsanlagen aufzubauen sowie dem Grundsatz der Entsorgungsnähe zu folgen (Richtlinie 75/442 und Richtlinie 91/156/EWG). Die Pflicht, eine Entsorgungsautarkie auf regionaler oder gar kommunaler Ebene aufzubauen, läßt sich daraus aber nicht ableiten.

In der Vergangenheit wurde die Option des Abfallrechts dennoch von den Ländern fast ausnahmslos dazu genutzt, kleine, regionale Autarkieräume in den Abfallwirtschaftsplänen und zum Teil in den Landesgesetzen festzuschreiben. Angesichts großer Überkapazitäten in einigen Regionen gehen die Gebietskörperschaften in jüngster Zeit allerdings verstärkt dazu über, Kooperationen zwischen benachbarten Entsorgungsgebieten zu vereinbaren.

454. Begründet werden kleinräumige Autarkievorstellungen mit dem Ziel, Umwelt- und Gesundheitsbelastungen durch Abfalltransporte zu verringern sowie Entsorgungssicherheit herzustellen. So wurde dem Instrument der Festschreibung kleinräumiger

Entsorgungsautarkie in der Vergangenheit große Bedeutung beigemessen, um dem Widerstand aus der Bevölkerung bei der Planung und Errichtung von Abfallentsorgungsanlagen dadurch entgegenzuwirken, daß diejenigen mit den Lasten des Anlagenbetriebs konfrontiert werden, die für die Abfallentstehung verantwortlich sind.

455. Ausdruck kleinräumiger Autarkievorstellungen sind zum Teil erhebliche Gebührenunterschiede innerhalb eines Bundeslandes. Durch die Wahl der Entsorgungsanlagen nach dem Prinzip der Nähe wird Wettbewerb zwischen den Abfallbeseitigungsanlagen verhindert. Eine effiziente Arbeitsteilung zur Beseitigung regionaler Engpässe findet angesichts der hoheitlichen beziehungsweise politischen Vorgabe der Einzugsgebiete nicht statt. Während steigende Abfallgebühren in einzelnen Regionen unter anderem auf eine zunehmende Unterauslastung der Entsorgungsanlagen in Folge sinkender Abfallmengen zurückzuführen sind, fließen an anderer Stelle – und dies mitunter in der unmittelbar angrenzenden Nachbarregion – erhebliche Mittel in den Kapazitätsausbau (EWERS et al., 1997, S. 414). Bislang wiesen diejenigen Regionen die höchsten Gebühren auf, die über keine eigenen Anlagen verfügten und sich deshalb Entsorgungsleistungen in anderen Gebieten einkaufen mußten. Angesichts sinkender Abfallmengen in vielen Entsorgungsgebieten wendet sich die bisherige Situation jedoch zur Zeit in ihr Gegenteil.

Die Größe der Entsorgungsgebiete richtet sich im allgemeinen nach den Grenzen der Verwaltungseinheiten, nicht aber nach ökonomischen Kriterien. Vorhandene Größenvorteile eines überregionalen Angebots von Entsorgungsleistungen werden damit im Fall kleiner Autarkieräume nicht hinreichend genutzt (EWERS et al., 1997, S. 172; AHLBORN und TEGNER, 1996, S. 783 f.).

456. Es zeigt sich, daß die möglichen Vorteile kleiner Autarkieräume mit hohen volkswirtschaftlichen Kosten erkauft werden. So stellt zwar der Widerstand aus der Bevölkerung ein ernstzunehmendes Hindernis bei der Anlagenzulassung dar; die Etablierung regionaler Entsorgungsautarkie erscheint hingegen wenig geeignet, um dieses Problem zu überkommen. So wird die Solidarität der Bürger eines Kreises kaum ausreichen, um den Widerstand der unmittelbaren Anlieger in der Standortgemeinde zu brechen. Im Abfallwirtschaftsgutachten (SRU, 1991, Tz. 2020–2029) zeigt der Umweltrat Wege auf, wie die Akzeptanz der Bevölkerung durch eine stärkere Beteiligung der Öffentlichkeit und eine entsprechende Informationspolitik gesteigert werden kann. Unter Umständen können auch Verhandlungslösungen eingesetzt werden, die Entschädigungs- und Ausgleichsmaßnahmen für Beeinträchtigungen der Anlieger vorsehen (Tz. 712, 738).

Auch Umwelt- und Gesundheitsbelastungen durch den Transport können mit weniger eingriffsintensiven Instrumenten gesteuert werden als im Wege von kleinen Autarkieräumen. Die vom Umweltrat angemahnte verursachergerechte Anlastung der externen Kosten des Transports (SRU, 1996, Tz. 1176 ff.; SRU, 1994, Kap. III.1) erscheint hier sehr viel geeigneter, Umweltbelange bei der Entscheidung zwischen dem Kapazitätsausbau in der Region und dem Transport in Regionen mit Überkapazitäten angemessen zu berücksichtigen. Auch ist es wenig einleuchtend, bei der Entsorgung von Abfällen – mit Verweis auf die durch den Transport entstehenden Umweltbelastungen – kleinräumige Autarkiegebiete zu fordern, während derartige Überlegungen bei der Versorgung mit Gütern als nicht relevant betrachtet werden. Sofern mit dem Transport von Abfällen besondere Risiken einhergehen, sind diese getrennt anzulasten.

457. Abschließend ist festzuhalten, daß der Umweltrat seine Kritik an der kleinräumigen Entsorgungsautarkie aufrechterhält (SRU, 1996, Tz. 394, 414). So werden durch den Verzicht auf Wettbewerb zwischen den Anlagen keine Anreize gesetzt, Entsorgungsleistungen kostenminimal herzustellen. Bei der Dimensionierung von Entsorgungseinheiten nach kleinräumigen Verwaltungsgebietsgrenzen werden Größenvorteile vielfach nicht genutzt. Es kommt zu einer Duplizierung von Kosten, wenn in einem Entsorgungsgebiet neue Anlagen erstellt werden, obwohl unter Kostengesichtspunkten attraktive Anlagen außerhalb des Entsorgungsgebiets über ausreichende Kapazitäten verfügen. Nach Ansicht des Umweltrates sollte die regionale Begrenzung von Entsorgungsgebieten aufgegeben werden. Vor dem Hintergrund der öffentlichen Entsorgungspflicht für Hausmüll und der damit verbundenen Gebietsmonopole weisen Kooperationen zwischen Gebietskörperschaften zur arbeitsteiligen Entsorgung von Abfällen in die richtige Richtung.

3.1.2.7 Fazit

458. Seit Beginn der neunziger Jahre haben sich die Rahmenbedingungen der Abfallwirtschaft in Deutschland erheblich verändert. Mit der Verabschiedung beziehungsweise mit dem Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes 1996 wurde eine langwierige und kontrovers geführte abfallpolitische Diskussion zwar zunächst abgeschlossen, die Auseinandersetzung über die Tauglichkeit des neuen Abfallrechts in der Praxis hält aber unvermindert an. Eine Schlüsselrolle kommt dabei den Begriffspaaren „Abfälle und Produkte" sowie „Abfälle zur Beseitigung und Abfälle zur Verwertung" zu. Die in einem Bund-Länder-Konsenspapier hierzu entwickelten Definitionen und Abgrenzungskriterien sind ein erster Schritt, um die entstandenen Unsicherheiten bei der praktischen Umsetzung des Gesetzes zu verringern. Für eine konkrete und einheitliche Einordnung der Abfälle sind sie allein aber nicht geeignet. Der zu diesem Zweck vorgesehene Katalog von Beispielen wird die Abgrenzung zwar erleichtern, erschöpfend wird er allerdings nicht sein können. Einzelne Zuordnungsprobleme, die durch eine dritte Instanz entschieden werden müssen, werden immer verbleiben.

459. Der Umweltrat befürwortet die im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz angelegte Öffnung der Abfallwirtschaft für den Markt, betrachtet sie aber insgesamt als zu zaghaft. Zwar ist die grundsätzliche Pflicht der Erzeuger und Besitzer von Abfällen, diese zu verwerten und, soweit sie nicht verwertet werden,

zu beseitigen, als politisches Signal in Richtung Privatisierung zu verstehen. Tatsächlich hat sich aber gegenüber der bisherigen Situation wenig verändert. Für den Hausmüllbereich bleibt es bei der Überlassungspflicht an die öffentlichen Entsorger, und die Abfälle zur Verwertung waren früher aufgrund der engen Auslegung des Abfallbegriffs dem Regime des Abfallrechts gar nicht zugänglich, wurden also bereits privat bewirtschaftet. Insbesondere das faktische Vetorecht der Gebietskörperschaften gegen das Eindringen privater Dienstleister in die Entsorgung von Hausmüll und die Aufrechterhaltung der bestehenden Entsorgungsmonopole für Sonderabfall lassen das Bekenntnis des Gesetzgebers zur Privatisierung mehr als Lippenbekenntnis und nicht als eine ernsthaft verfolgte politische Strategie erscheinen. Auch die Frage, wie bei einem Übergang von Entsorgungsleistungen auf Private die getätigten Vorleistungen der öffentlichen Entsorgungsträger bewertet werden, wird nicht beantwortet. Insofern bleibt die Frage der Öffnung der Abfallwirtschaft für den Markt eine Aufgabe für die künftige Gestaltung.

460. Der Umweltrat begrüßt die in den §§ 19 und 20 KrW-/AbfG enthaltene Einführung einer Erstellungspflicht von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen. Sie stellen nicht nur Instrumente der betrieblichen Planung und Eigenüberwachung dar, sondern tragen auch zur Bereitstellung unverzichtbarer Basisdaten für die öffentliche Entsorgungsplanung bei. Er hält das inhaltliche Anforderungsniveau grundsätzlich für ausreichend konkret und angemessen. Es sollte regelmäßig überprüft werden, ob der Kreis der Erstellungspflichtigen nicht vergrößert werden muß, um breiteres Datenmaterial zu erhalten. Wenn sich Methoden und Verfahren zur Erstellung von Abfallwirtschaftskonzepten und Abfallbilanzen etabliert haben werden, ist es auch für „kleinere" Abfallbesitzer zumutbar und verhältnismäßig, diese Instrumente anzuwenden. Die bundeseinheitliche Regelung erleichtert auch eine Ländergrenzen überschreitende Zusammenarbeit in der Abfallwirtschaft, wie sie vom Umweltrat gefordert wird. Einheitich erhobene Daten vereinfachen die Planung und Durchführung der Abfallentsorgung. Für die Darstellung des Bedarfs in Abfallwirtschaftsplänen sind die Abfallwirtschaftsonzepte und Abfallbilanzen auszuwerten, so daß auf diesem Wege Daten als Basis für die Planung gewonnen werden können.

461. Die Kommunen beklagen die mangelnde Auslastung ihrer Entsorgungskapazitäten und suchen die Schuld für die aktuelle Entwicklung in den Privatisierungsansätzen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes. Es zeigt sich aber, daß die Unterauslastung kommunaler Entsorgungsanlagen mit den Neuregelungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes allenfalls in Teilen erklärt werden kann. Die Wurzeln dieser Entwicklung reichen vielfach sehr viel weiter zurück. Sofern Bereitstellungsentscheidungen der Kommunen, die während der Geltung des Abfallgesetzes getroffen wurden, jedoch durch die Verabschiedung des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes durch den Bund betroffen sind, kann der Vertrauensschutz der Kommunen nach Ansicht des Umweltrates etwa dadurch gewährleistet werden, daß der Bund entsprechende Kompensationszahlungen an die betroffenen Gebietskörperschaften leistet. Einer stärker wettbewerblichen Organisation der Abfallentsorgung sowie der Übertragung öffentlicher Aufgaben auf Private stehen die gegenwärtigen Auslastungsprobleme kommunaler Anlagen indes nicht entgegen.

462. Der Umweltrat bekräftigt seine bereits im Umweltgutachten geäußerte Kritik an der Aufrechterhaltung der kleinräumigen Entsorgungsautarkie. So werden durch den Verzicht auf Wettbewerb zwischen den Anlagen keine Anreize gesetzt, Entsorgungsleistungen kostenminimal herzustellen. Bei der Dimensionierung von Entsorgungseinheiten nach kleinräumigen Verwaltungsgebietsgrenzen werden Größenvorteile vielfach nicht genutzt. Es kommt zu einer Duplizierung von Kosten, wenn in einem Entsorgungsgebiet neue Anlagen erstellt werden, obwohl unter Kostengesichtspunkten attraktive Anlagen außerhalb des Entsorgungsgebiets über ausreichende Kapazitäten verfügen. Nach Ansicht des Umweltrates sollte die regionale Begrenzung von Entsorgungsgebieten aufgegeben werden. Vor dem Hintergrund der öffentlichen Entsorgungspflicht für Hausmüll und der damit verbundenen Gebietsmonopole weisen Kooperationen zwischen Gebietskörperschaften zur arbeitsteiligen Entsorgung von Abfällen in die richtige Richtung.

3.1.3 Grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen

463. Meldungen über illegale Abfallexporte lassen die grenzüberschreitende Abfallverbringung in der Öffentlichkeit zumeist als ein Übel erscheinen, das es zu ahnden und mit hohen Strafen zu belegen gilt. Doch nicht immer handelt es sich bei der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen um einen Verstoß gegen geltendes Recht. Vielmehr existiert ein umfangreiches Regelwerk aus internationalen Übereinkommen sowie nationalen und internationalen Verordnungen, das Abfallexporte umfassend regelt.

464. Grenzüberschreitende Verbringungen zwischen den EU-Mitgliedstaaten sowie in Nicht-EU-Mitgliedstaaten werden im Basler Übereinkommen, im OECD-Ratsbeschluß (Beschluß über die Überwachung der grenzüberschreitenden Verbringung von Abfällen zur Verwertung vom 30. März 1992) sowie in der am 8. Mai 1994 in Kraft getretenen Abfallverbringungsverordnung der EU (EG-AbfVerbrV; Nr. 259/93/EWG) geregelt. Mit der Abfallverbringungsverordnung werden das Basler Übereinkommen und der OECD-Ratsbeschluß in EU-Recht umgesetzt. Eine Anpassung im deutschen Recht erfolgt über das gleichzeitig mit dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verabschiedeten Ausführungsgesetz zum Basler Übereinkommen vom 30. September 1994 (in Kraft seit dem 14. Oktober 1994) sowie über das Zustimmungsgesetz zum Basler Übereinkommen vom 30. September 1994 (in Kraft seit dem 15. Oktober 1994).

465. Die Verbringung von Abfällen zur Beseitigung über die Außengrenzen der EU ist nach der EG-Abfallverbringungsverordnung grundsätzlich verboten. Sonderregelungen gelten für EFTA-Staaten, die zugleich Vertragspartner des Basler Übereinkommens sind (Art. 14 Abs. 1). Die Zulässigkeit der Ausfuhr von Abfällen zur Verwertung in Nicht-EU-Mitgliedstaaten hängt davon ab, ob entsprechende bi- oder multilaterale Abkommen vorliegen (Art. 16 Abs. 1). Für die Verbringung von Abfällen zur Verwertung in OECD-Staaten gelten überwiegend die gleichen Bedingungen, an die auch die Abfallverbringung zwischen EU-Mitgliedstaaten gebunden ist (Tz. 466). Abfallverbringungen in AKP-Staaten sind nach der EG-Abfallverbringungsverordnung (Art. 18 Abs. 1) grundsätzlich verboten. Diese Regelung entspricht den völkerrechtlichen Verpflichtungen, die die EU-Mitgliedstaaten mit der Unterzeichnung des Lomé-IV-Abkommens eingegangen sind. Die EU-Mitgliedstaaten haben sich weiterhin darauf verständigt, die Exporte von zur Endlagerung bestimmten Abfällen über die Grenzen der Gemeinschaft bis zum Jahr 2000 vollständig einzustellen (KOM (92) 23 endg. VOL I u. II vom 3. April 1992 und SEK (89) 934 endg.).

Die Kosten einer eventuellen Rückführung sind nach der EG-Abfallverbringungsverordnung vom Abfallexporteur oder, sofern dies nicht möglich ist, von dem entsprechenden Mitgliedstaat zu tragen. Das deutsche Abfallverbringungsgesetz (§ 8) sieht die Einrichtung eines Solidarfonds Abfallrückführung vor, der für die Kosten der Rückführung eintritt, wenn der Exporteur nicht bestimmt werden kann. Das Fondsvermögen ergibt sich aus Einzahlungen der die Abfallverbringung betreibenden Personen beziehungsweise Unternehmen.

466. Die grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen innerhalb der EU ist an eine sogenannte Notifizierung gebunden. Die zuständige Behörde im Abfall importierenden Land bestimmt auf der Grundlage detaillierter Angaben unter anderem zum Ursprungs- und Zielort, zur Zusammensetzung und Menge der Abfälle, zum Transport und zum Entsorgungsverfahren (Art. 3 Abs. 5 bzw. Art. 6 Abs. 5 EG-AbfVerbrV) über die Zulassung des Transports. In Abhängigkeit von der Gefährlichkeit der Stoffe sowie dem gewählten Entsorgungsweg (Verwertung oder Beseitigung) gelten für die Erteilung der Genehmigung unterschiedliche Fristen.

Abfälle zur Verwertung werden nach ihrem stofftypischen Gefährdungspotential in der Roten, Gelben oder Grünen Liste im Anhang der EG-Abfallverbringungsverordnung aufgeführt. Von der Notifizierung ausgenommen sind Abfälle der Grünen Liste.

Für die Verbringung von Abfällen zur Beseitigung zwischen den EU-Mitgliedstaaten sehen die Richtlinien 75/442 und 91/156/EWG vor, daß Entsorgungsautarkie sowohl auf gemeinschaftlicher Ebene als auch auf Ebene der einzelnen Mitgliedstaaten angestrebt werden sollte. Weiterhin ist in den Richtlinien das Prinzip der Entsorgungsnähe verankert. Gegen die grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen zur Beseitigung kann nach EU-Recht unter anderem angeführt werden, daß diese mit den Abfallwirtschaftsplänen am Versand- oder am Ursprungsort unvereinbar ist (FRITSCH, 1996, S. 205, Rn. 717 ff.). Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz geht an dieser Stelle noch einen Schritt weiter und schreibt die Entsorgung von Abfällen zur Beseitigung im Inland vor (§ 10 Abs. 3 Satz 1). Der Europäische Gerichtshof hat diese – in der juristischen Literatur zum Teil umstrittene Regelung – mit der europäischen Abfallrichtlinie für vereinbar erklärt und eine Klage der Europäischen Kommission gegen Deutschland zurückgewiesen (Rs. C 422/92, Slg. 1995 – I, 1097, 1124 ff. – Kommission gegen Deutschland).

467. Mit Inkrafttreten der EG-Abfallverbringungsverordnung kommt erstmals der erweiterte europäische Abfallbegriff in der amtlichen Statistik zur Anwendung. Seit 1995 erfaßt die Export- und Importstatistik nun auch Abfälle zur Verwertung. Eine Vergleichbarkeit mit den Daten der Vorjahre wird dadurch erheblich eingeschränkt. Es zeigt sich, daß die Abfallexporte mit rund 1,1 Mio. t die importierten Abfälle (0,28 Mio. t) 1995 ebenso wie in der Vergangenheit deutlich übersteigen (vgl. Tab. 3.1.5-1). Empfänger deutscher Abfälle waren 1995 überwiegend EU-Mitgliedstaaten (75 %). Abfälle zur Beseitigung wurden in EU-Mitgliedstaaten und in die Schweiz verbracht. Abfälle zur Verwertung machten 85 % der Abfallexporte aus. In Nicht-EU-Mitgliedstaaten wurden überwiegend Abfälle der Grünen Liste verbracht.

468. Die Gründe, die eine grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen attraktiv machen, sind sehr unterschiedlicher Natur. Komparative Kostenvorteile der Entsorgung können auf niedrigere Umweltstandards im Importland zurückzuführen sein, aber auch auf unterschiedliche ökologische Standortbedingungen (etwa eine in bezug auf die Deponierung überlegene hydrogeologische Beschaffenheit der Böden), auf die höhere Verfügbarkeit an qualifizierter oder vergleichsweise günstiger Arbeitskraft oder an einer weiterentwickelten Technik. Zudem wird der Abfallexport in der Regel dann erwogen, wenn die erforderlichen Entsorgungskapazitäten nicht rechtzeitig geschaffen wurden.

469. Die Zielsetzung der abfallwirtschaftlichen Entsorgungsautarkie wird überwiegend umweltpolitisch begründet. Mit dem Verzicht auf eine Verbringung von Abfällen soll verhindert werden, daß Abfälle aufgrund fehlender oder vergleichsweise niedriger Umweltstandards im Empfängerland zu Lasten der dort lebenden Bevölkerung entsorgt werden oder aber Emissionen aus der Entsorgung über die Medien Luft oder Wasser auf das Abfall exportierende Land zurückwirken. Die aus dem Abfalltransport resultierenden Umweltkosten und -risiken sollen durch die Befolgung des Prinzips der Entsorgungsnähe vermieden werden.

470. Probleme ergeben sich insofern, als das Instrumentarium unter dem Deckmantel der Umweltpolitik leicht für protektionistische Maßnahmen mißbraucht werden kann. So liegt für Beschränkungen von Abfallimporten und -exporten innerhalb der EU die Vermutung nahe, daß die Mitgliedstaaten die Kontrolle über die Auslastung ihrer Entsorgungskapazitäten behalten wollen.

Tabelle 3.1.5-1

Grenzüberschreitende Abfallverbringung im Jahr 1995 aus der und in die Bundesrepublik Deutschland in Tonnen nach EG-Abfallverbringungsverordnung und Basler Übereinkommen

	Export	Import
Australien	–	122
Belgien	216 195	23 663
China	496	–
Dänemark	50 710	831
Estland	–	3
Finnland	556	537
Frankreich	247 897	17 755
Griechenland	–	700
Großbritannien	34 498	1 376
Hongkong	–	0,14
Indien	3 661	–
Irland	–	657
Israel	35	80
Italien	2 484	7 472
Japan	–	403
Kanada	1 256	–
Kasachstan	676	–
Kroatien	8 284	–
Litauen	935	–
Luxemburg	22 694	42 815
Niederlande	167 253	47 061
Norwegen	12 564	905
Österreich	8 192	44 223
Pakistan	–	30
Polen	18 831	1 144
Portugal	1 212	–
Rußland	–	5
Schweden	37 393	827
Schweiz	29 745	81 333
Slowakei	22 907	–
Slowenien	1 459	685
Südafrika	–	1 085
Spanien	31 995	–
Tschechien	108 460	2 229
Ukraine	110	55
Ungarn	44 089	2 079
USA	23 144	2 850
Weißrußland	1 812	10
Summe	**1 099 543**	**280 936**
davon zur Verwertung	938 642	211 744
davon zur Beseitigung	160 901	69 192
davon Siedlungsabfälle (nach LAGA Katalog)	32 369	169
davon gefährliche Abfälle nach Basler Übereinkommen	740 272	241 053

Quelle: UBA, 1996

Die Abwehr von Umweltschäden aus der Entsorgung in Anlagen in Nachbarstaaten mit niedrigeren Umweltstandards stellt zwar ein legitimes Ziel nationaler Abfallpolitik dar, gemeinschaftliche Mindeststandards für Deponien sowie Müllverbrennungsanlagen sind der gesetzlichen Beschränkung der Abfallverbringung jedoch grundsätzlich überlegen (vgl. Abschn. 3.3.4.4). Statt das Prinzip nationaler Entsorgungsautarkie beziehungsweise der Entsorgungsnähe für Abfälle zur Beseitigung dadurch zu verfestigen, daß der grenzüberschreitenden Verbringung nur dann stattgegeben wird, wenn weder im eigenen noch in einem der benachbarten Länder Entsorgungskapazitäten frei sind, sollte die Bundesregierung vielmehr darauf drängen, daß ökologisch und ökonomisch sachgerechte Anforderungen an die ordnungsgemäße Entsorgung von Abfällen ihren Niederschlag in den entsprechenden EU-Richtlinien finden (Vorschlag für eine Richtlinie des Rates über Abfalldeponien KOM (97) 105 endg.; Richtlinie 94/67/EG über die Verbrennung gefährlicher Abfälle vom 16. Dezember 1994) (s. Kasten zu Tz. 607).

471. Einen besonderen Stellenwert erhält die Diskussion um die grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen innerhalb der EU durch ein Mahnschreiben vom 3. Juli 1997, in dem die Europäische Kommission die Bundesregierung dazu anhält, die Verbringung von Lacken und Ölschlämmen zur Verbrennung in belgischen Zementwerken zuzulassen. Ausgangspunkt des Streits ist eine unterschiedliche Auffassung über die Abgrenzung von „Abfällen zur Verwertung" gegenüber „Abfällen zur Beseitigung". Während nach Ansicht der Kommission eine energetische Verwertung von Abfällen bereits dann vorliegt, wenn andere Brennstoffe durch die Abfälle ersetzt werden, betrachtet die Bundesregierung die in Rede stehenden Abfallfraktionen als „Abfälle zur Beseitigung", die in Sondermüllverbrennungsanlagen mit entsprechend hohen Standards zu entsorgen sind.

Zum Problem der Mitverbrennung in Produktionsanlagen nimmt der Umweltrat in Abschnitt 3.1.5.1.3 ausführlich Stellung: Aus ökologischer Sicht erscheint die Mitverbrennung in belgischen Zementwerken eher unproblematisch. Die Gefahr grenzüberschreitender Schadstoffausträge ist vernachlässigbar gering. Der Umweltrat hält aus diesem Grund eine kritische Überprüfung der deutschen Position für erforderlich.

472. Ein vollständiges und grundsätzliches Verbot der Verbringung von Abfällen zur Beseitigung in Nicht-EU-Mitgliedstaaten, unter denen sich auch zahlreiche Industrienationen mit hohen Umweltstandards im Entsorgungsbereich befinden, ist umweltpolitisch nicht zu rechtfertigen. Hier ist der Einsatz eines differenzierteren Instrumentariums erforderlich, das der Gefährlichkeit der Abfälle und den Umweltschutzstandards im Importland Rechnung trägt, zumal durch den Verzicht auf grenzüberschreitende Verbringung von Abfällen auf eine internationale Arbeitsteilung verzichtet wird, Kostendifferenzen zwischen den Ländern nicht genutzt und damit Effizienzvorteile verschenkt werden. Im Beschluß der Dritten Vertragsstaatenkonferenz des Basler Übereinkommens wird der Handel mit gefährlichen Abfällen auf

das Gebiet der OECD, der EU und Liechtenstein beschränkt. Dies erscheint dem Umweltrat insofern sinnvoll, als in diesen Staaten entsprechende logistische und infrastrukturelle Bedingungen angenommen werden können. Darüber hinaus sollte den Vertragsstaaten der Basler Konvention über eine Öffnungsklausel der Zugang zu den Entsorgungsmärkten der Industrieländer zugestanden werden, sofern sie eine ordnungsgemäße Abfallentsorgung nachweisen und dauerhaft sicherstellen können (Tz. 977).

Fazit

473. Der Umweltrat betrachtet Verbote der Abfallverbringung dort als gut begründet, wo eine umweltgerechte Risikobeherrschung im Empfängerland nicht sichergestellt werden kann. Zugleich verweist er jedoch darauf, daß die Gefahr des protektionistischen Mißbrauchs von Abfallexportverboten besteht. In diesem Sinne empfiehlt er, das Prinzip nationaler Entsorgungsautarkie innerhalb von Europa aufzugeben und statt dessen ökonomisch wie ökologisch sachgerechte Anforderungen an die ordnungsgemäße Entsorgung in Form von für alle EU-Mitgliedstaaten verbindlichen Mindeststandards zu formulieren. Vertragsstaaten der Basler Konvention sollte der Zugang zu den europäischen Entsorgungsmärkten zugestanden werden, sofern sie eine ordnungsgemäße Abfallentsorgung nachweisen und dauerhaft sicherstellen können.

3.1.4 Ausgewählte abfallpolitische Instrumente in der Praxis

474. Der Umweltrat hat sich in seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft systematisch mit dem für die Abfallwirtschaft zur Verfügung stehenden und als geeignet anzusehenden umweltpolitischen Instrumentarium auseinandergesetzt (SRU, 1991, Kap. 4.6, Abschn. 2.2.6). Inzwischen ist die Instrumentendiskussion vorangeschritten und es liegen Erfahrungen mit verschiedenen Instrumenten vor. Insofern erscheint eine erneute Erörterung ausgewählter abfallpolitischer Instrumente angezeigt.

3.1.4.1 Gebühren in der Abfallpolitik

3.1.4.1.1 Problembeschreibung

475. Steigende Abfallgebühren sind immer häufiger Anlaß für Unmutsbekundungen aus der Bevölkerung. In vielen Kreisen, Städten und Gemeinden haben die Bürger inzwischen Widerspruch gegen ihre Gebührenbescheide eingelegt und klagen gegen die entsorgungspflichtige Körperschaft. Die Ursachen für die gegenwärtige Gebührenentwicklung bleiben dem Gebührenschuldner dabei in der Regel verborgen.

Nach Angaben des Statistischen Bundesamtes haben sich die Abfallgebühren zwischen 1991 und 1996 in den alten Bundesländern um 98 % und in den neuen Bundesländern um 82 % erhöht, während die Lebenshaltungskosten im gleichen Zeitraum nur um 14 % beziehungsweise um 36 % gestiegen sind (BILITEWSKI und APITZ, 1997, S. 28). Betrachtet man die Gebühren etwas genauer, so sind insbesondere zwei Entwicklungen zu erkennen. Zum einen zeigen Studien, daß die kommunalen Abfallgebühren in Deutschland von einem im internationalen Vergleich ohnehin schon hohen Niveau mit erheblichen Wachstumsraten weiter steigen; zum anderen weisen sogar Gebührenvergleiche innerhalb eines Bundeslandes erhebliche Schwankungen auf (vgl. BAUM und CANTNER, 1997; BILITEWSKI und APITZ, 1997; AHLBORN und TEGNER, 1996).

476. Der Anstieg der Abfallgebühren hat vielfältige Ursachen. Während das über die allgemeinen Gebühren zu finanzierende abfallwirtschaftliche Leistungsspektrum (z. B. Abfallberatung, Biomüllsammlung) zunehmend ausgeweitet wurde, hat der gleichzeitige Rückgang der in kommunalen Entsorgungsanlagen zu beseitigenden Abfälle zur Aufteilung der anfallenden Kosten auf immer geringere Abfallmengen geführt. Zugleich entfällt ein Teil der Einnahmen aus dem Verkauf von Wertstoffen. Daneben – und dieser Effekt dürfte zumindest in Zukunft überwiegen – kommt es durch die deutlich verschärften technischen Anforderungen an die Beseitigung nach der TA Siedlungsabfall zu einem erheblichen Kostenanstieg (AHLBORN und TEGNER, 1996, S. 780 f.). Auch die Nachrüstung von Abfallverbrennungsanlagen aufgrund der 17. BImSchV belastet die kommunalen Anlagenbetreiber. Angesichts der Tatsache, daß heute noch zahlreiche Anlagen in Betrieb sind, die die Anforderungen der TA Siedlungsabfall nicht erfüllen, ist auch in den nächsten Jahren mit weiter steigenden Abfallgebühren zu rechnen (BILITEWSKI und APITZ, 1997, S. 28).

477. Die zuweilen beträchtlichen Gebührendifferenzen zwischen den Kommunen sind zum einen auf unterschiedliche natürliche Gegebenheiten vor Ort, den Einsatz verschiedenartiger Technologien sowie einen unterschiedlichen Auslastungsgrad der Anlagen zurückzuführen; zum anderen sind sie aber auch Ausdruck unterschiedlicher landesabfallgesetzlicher Regelungen sowie zahlreicher Freiräume, die den Anlagenbetreibern bei der Gebührenkalkulation eingeräumt werden (BAUM und CANTNER, 1997; GAWEL, 1995a, S. 55).

478. Überlagert wird die beschriebene Entwicklung von Überlegungen, Gebühren für die Inanspruchnahme kommunaler Leistungen als Ansatzpunkt einer ökologischen Lenkung zu wählen. In den folgenden Ausführungen greift der Umweltrat die Diskussion um die abfallpolitische Gebührengestaltung auf. Dabei geht er zunächst der Frage nach, welche abfallpolitische Lenkung allein durch eine verursachergerechte Anlastung der bei den Entsorgern anfallenden Kosten erzielt werden kann. Daran schließen sich Überlegungen zur Eignung von Gebühren zu einer weitergehenden abfallpolitischen Lenkung an.

3.1.4.1.2 Gebührenrechtliche Grundlagen

479. Bei allen Überlegungen im Hinblick auf eine umweltpolitisch sinnvolle lenkungswirksame Gebührengestaltung müssen die finanzverfassungsrechtlich vorgegebenen Grenzen des Gebührenbegriffs berücksichtigt werden. Die Gebühr ist eine Geldlei-

stung, die dem Gebührenschuldner als Gegenleistung für eine individuell zurechenbare öffentliche Leistung oder für die Inanspruchnahme einer öffentlichen Einrichtung durch eine Norm oder eine sonstige hoheitliche Maßnahme auferlegt wird und dazu bestimmt ist, in Anknüpfung an diese Leistung deren Kosten ganz oder teilweise zu decken (BVerfGE 50, 217, 226). Auf dieser Grundlage sind bei der Erhebung von Benutzungsgebühren die folgenden Grundsätze zu beachten.

480. Aus dem Wesen der Gebühr als Gegenleistung für eine besondere Leistung der Verwaltung oder für eine Inanspruchnahme öffentlicher Einrichtungen folgt das Prinzip der speziellen Entgeltlichkeit. Danach muß die Erhebung einer Gebühr an eine spezielle Leistung des Staates gebunden sein (DAHMEN, 1995, § 4 Rdn. 46; GIESEN, 1993, S. 305), das heißt Leistung und Gegenleistung müssen in einem ausreichend engen Sachzusammenhang stehen. Andernfalls kann hierfür keine Gebühr, sondern möglicherweise eine Steuer oder Sonderabgabe erhoben werden (ARNDT, 1990, S. 1, 21; CHANTELAU und MÖKER, 1989, S. 17).

481. Daneben darf nach dem sogenannten Äquivalenzprinzip als Ausgestaltung des allgemeinen verfassungsrechtlichen Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit die Gebühr nicht im Mißverhältnis zu der von der öffentlichen Gewalt gebotenen Leistung stehen (BVerwG, DVBl. 1989, 413, 414). Am nächsten kommt dem Äquivalenzprinzip die Gebührenerhebung nach dem sogenannten Wirklichkeitsmaßstab, also die genaue Ermittlung von Art und Umfang der Inanspruchnahme oder der besonderen Leistung der Verwaltung. Ist dies jedoch aus technischen, finanziellen, praktischen oder sonstigen Gründen nicht möglich beziehungsweise wegen besonderer Schwierigkeiten nicht zumutbar, kann auch ein Wahrscheinlichkeitsmaßstab gewählt werden. Bei Anlegung dieses Maßstabs wird mittels Indikatoren auf Art und Umfang der Inanspruchnahme geschlossen (WIEBE und STEENKEN, 1993, Rdn. 490). Beide Maßstabsarten bilden keine Gegensätze, sondern gehen ineinander über (vgl. ZIMMERMANN, 1989, S. 901, 907).

482. Das aus dem Gleichbehandlungsgrundsatz nach Artikel 3 Abs. 1 GG abgeleitete Gebot der Gebührengerechtigkeit betrifft das Verhältnis der Gebührenschuldner untereinander und fordert im Grundsatz die Berücksichtigung der unterschiedlichen Inanspruchnahme einer öffentlichen Leistung (CHANTELAU und MÖKER, 1989, S. 18). Die bestehende Gestaltungsfreiheit der öffentlichen Hand findet erst dort ihre Grenze, wo sachlich rechtfertigende Gründe für eine Gleich- oder Ungleichbehandlung fehlen (GIESEN, 1993, S. 305). Im übrigen ist die öffentliche Hand nicht verpflichtet, die zweckmäßigste, vernünftigste oder gerechteste Lösung zu entwickeln, sondern kann aus Gründen der Praktikabilität auch eine einfach zu realisierende, kostengünstige Ausgestaltung der Gebührenerhebung wählen (BVerwGE 39, 311).

483. Zu beachten ist schließlich das landesrechtlich geregelte Kostendeckungsprinzip. Bestehend aus Kostenüberschreitungsverbot und Kostendeckungsgebot stellt es nicht auf den tatsächlichen Gebühreneingang ab, sondern begründet nur Anforderungen an die Zielsetzung der Gebührenerhebung. Als bloße Veranschlagungsmaxime läßt sie den Kommunen für die Gebührenausgestaltung einen gewissen Einschätzungsspielraum (DAHMEN, 1995, § 6 Rdn. 27 m.w.N.). Das Kostendeckungsprinzip verlangt keine Gebührenbemessung nach Maßgabe der durch die einzelne Inanspruchnahme verursachten Kosten. Vielmehr verbietet es nur, die Gebühren so zu kalkulieren, daß das veranschlagte Gebührenaufkommen die voraussichtlichen Kosten der Einrichtung übersteigt (BVerwG, KStZ 1975, 191). Damit wirkt es nicht individualisierend, sondern generalisierend, betrifft also nur das Gesamtgebührenaufkommen, nicht aber die einzelne Veranlagung. Der einzelne Gebührenschuldner ist nicht davor geschützt, höhere Gebühren zahlen zu müssen, als durch die konkrete Inanspruchnahme der öffentlichen Leistung auf ihn Kosten entfallen (HessVGH, NJW 1977, 452, 453).

Das Kostendeckungsprinzip ist jedoch nach überwiegender Meinung kein Wesensmerkmal der Gebühr (BVerwGE 29, 214, 215; DAHMEN, 1995, § 6 Rdn. 30 m. w. N.; CHANTELAU und MÖKER, 1989, S. 19; KLOEPFER, 1983, S. 742; a. A. ARNDT, 1990, 1, S. 22, 32, ZIMMERMANN, 1989, S. 901, 904 f., KREFT, 1977, S. 369, 373). Das Kostendeckungsprinzip ist mithin nur zu berücksichtigen, solange es in den Landesgesetzen geregelt ist; andernfalls kann innerhalb der Grenzen von Äquivalenz- und Gleichheitsprinzip auch ein höherer als der kostendeckende Tarif zulässig sein (BVerwGE 29, 214, 215; HessVGH, KStZ 1966, 206).

484. Damit sind der Verfolgung weiterer, vom Zweck der Einnahmeerzielung unabhängiger Ziele zwar gewisse Grenzen gesetzt (DAHMEN, 1995, § 4 Rdn. 57). Insbesondere muß neben der Beachtung des Äquivalenzprinzips (BVerwG, NVwZ 1987, 503) der Zusammenhang zwischen Leistung und Gegenleistung gewahrt bleiben. Gleichzeitig zeigen die allgemeinen Grundsätze der Gebührenerhebung aber, daß in diesem Bereich keine starren verfassungsrechtlichen Vorgaben bestehen, sondern vieles offen ist und der eigenverantwortlichen Gestaltung der Länder, Gemeinden und Entsorgungsträger überlassen bleibt.

3.1.4.1.3 Möglichkeiten und Grenzen der Ausgestaltung kommunaler Gebühren

Ansatzfähige Kosten der Abfallwirtschaft

485. Infolge des weiten Entscheidungs- und Gestaltungsspielraums des Gebührengesetzgebers hinsichtlich der Frage, welche individuell zurechenbaren Leistungen er der Gebührenpflicht unterstellt, kann er also weitgehend festlegen, was als besondere Leistung gebührenpflichtig sein soll (WEYREUTHER, 1997, S. 261, 264). Das Bestreben, mittels finanzieller Instrumente und Anreize auf bestehende Denk- und Verhaltensweisen einzuwirken, hat dazu geführt, daß vielfach nicht nur die Kosten der örtlichen Grundstücksentsorgung, sondern auch zahlreiche sonstige Kosten und Aufwendungen der modernen öffentlichen Abfallwirtschaftsverwaltung über die allgemeinen Abfallgebühren auf den Gebührenschuldner abgewälzt werden (DAHMEN,

1992, S. 122). So wurden in manchen Landesabfallgesetzen für eine verursachergerechte Anlastung wichtige Regelungen geschaffen, nach denen beispielsweise für die durch die Anlagenstillegung entstehenden Kosten Rückstellungen zu bilden und die Aufwendungen für die Vermarktung von verwertbaren Stoffen aus Abfällen anzusetzen sind (siehe Kasten). Gleichzeitig hat man aber auch Vorschriften eingeführt, durch die entstehende Kosten für Beratung und Aufklärung über Abfallvermeidung und Verwertung, für die Aufstellung, Unterhaltung und Leerung der Straßenpapierkörbe sowie für die Beseitigung verbotswidriger Abfallablagerungen als Kosten im Sinne der Kommunalabgabengesetze berücksichtigungsfähig sind.

Ansatzfähige Kosten nach Landesabfallgesetzen:

Kosten der Beratung *(Art. 7 Abs. 5 Nr. 2 in Verbindung mit Art. 3 Abs. 4 AbfAlG Bayern; § 8 Abs. 2 Nr. 2a AbfG BW; § 2a Abs. 3 Nr. 1 AGAbfG Bremen; § 22 Abs. 1 Nr. 1 AbfG Hamburg; § 6 Abs. 4 Nr. 2 AbfAlG M-V; § 12 Abs. 3 Nr. 5 NAbfG; § 9 Abs. 2 AbfG N-W; § 5 Abs. 2 Nr. 3 AbfWAG R-P; § 6 Abs. 3 Nr. 5 AbfG LSA; § 5 Abs. 2 Nr. 2a AbfWG S-H)*

Einsammeln und Befördern von Abfällen *(§ 2a Abs. 3 Nr. 3 AGAbfG Bremen; § 12 Abs. 3 Nr. 2 NAbfG; § 6 Abs. 3 Nr. 2 AbfG LSA)*

Aufstellung, Unterhaltung und Entleerung der Straßenpapierkörbe *(§ 9 Abs. 2 AbfG N-W)*

Beseitigung verbotswidriger Abfallablagerungen *(§ 8 Abs. 2d AbfG B-W; Art. 7 Abs. 5 Nr. 4 AbfAlG Bayern; § 12 Abs. 3 Nr. 7 NAbfG; § 9 Abs. 2 AbfG N-W)*

Vermarktung von verwertbaren Stoffen aus Abfällen *(§ 2a Abs. 3 Nr. 2 AGAbfG Bremen; § 12 Abs. 3 Nr. 4 NAbfG; § 6 Abs. 3 Nr. 4 AbfG LSA)*

Planung und Untersuchung für künftige Abfallentsorgungsanlagen *(§ 22 Abs. 1 Nr. 3 AbfG Hamburg; § 5 Abs. 2 Nr. 2c AbfWG S-H; § 4 Abs. 2 AbfAG Thüringen)*

Errichtung, Betrieb, Nachsorge, Rekultivierung und Renaturierung von Entsorgungsanlagen *(§ 2a Abs. 3 Nr. 6 AGAbfG Bremen; § 12 Abs. 3 Nr. 1 NAbfG; § 5 Abs. 2 Nr. 1 AbfWAG R-P; § 6 Abs. 3 Nr. 1 AbfG LSA; § 4 Abs. 2 AbfAG Thüringen)*

Bildung von Rückstellungen für die vorhersehbaren späteren Kosten der Nachsorge *(§ 8 Abs. 2 Nr. 2b AbfG BW; § 2a Abs. 3 Nr. 5 AGAbfG Bremen; § 22 Abs. 1 Nr. 4 AbfG Hamburg; § 12 Abs. 3 Nr. 6 NAbfAG; § 5 Abs. 2 Nr. 2b) AbfWG S-H; § 9 Abs. 2 AbfG N-W; § 6 Abs. 3 Nr. 6 AbfG LSA)*

Nachsorge für stillgelegte Anlagen der Abfallentsorgung *(§ 8 Abs. 2 Nr. c) AbfG BW; § 2a Abs. 3 Nr. 6 AGAbfG Bremen; § 22 Abs. 1 Nr. 5 AbfG Hamburg; § 5 Abs. 2 Nr. 1 AbfWAG R-P; § 9 Abs. 2 AbfG N-W)*

Kosten der Sanierung von Altlasten *(§ 4 Abs. 2 AbfAG Thüringen)*

486. An den bestehenden Regelungen ist unter rechtlichen Gesichtspunkten problematisch, daß nach dem Prinzip der speziellen Entgeltlichkeit ein Zusammenhang zwischen Leistung und Gegenleistung bestehen muß (vgl. Tz. 480). So sollte es nicht Aufgabe einer Einrichtung und ihrer Benutzer sein, durch Auferlegung sämtlicher abfallwirtschaftlich bedingter Aufwendungen zur Unterstützung des allgemeinen Haushalts beizutragen (DAHMEN, 1995, § 4 Rdn. 58).

Gleichwohl werden die Kosten einer Vielzahl von Leistungen kommunaler Entsorgungsbetriebe, die der Allgemeinheit zugute kommen und damit nach dem Äquivalenzprinzip wohl eher über das Steueraufkommen zu finanzieren wären, zur Zeit bei der Gruppe der Gebührenzahler erhoben (z. B. Sammlung und Sortierung illegal deponierter Abfälle, Aufstellung, Unterhaltung und Leerung öffentlich zugänglicher Abfallbehälter, Kosten der Sanierung von Altlasten) (vgl. GAWEL, 1995a; DAHMEN, 1992, S. 124).

Zwar weist der Inhalt der kommunalen Entsorgungsleistung und damit auch das Maß der zwischen Leistung und Gegenleistung zu fordernden Sachnähe keine feste Grenze auf, sondern ist der laufenden Weiterentwicklung, Anpassung und Änderung unterworfen. Gleichzeitig dürfen aber die für den Gebührencharakter maßgeblichen Begriffe nicht so weit ausgedehnt werden, daß der spezielle Gegenleistungsbezug und damit das entscheidende Abgrenzungmerkmal zur Steuer verlorengeht (MOHL und BACKES, 1991, S. 50 f.). Über die Abfallgebühr sind daher solche Leistungen grundsätzlich nicht abzurechnen, die zur üblichen häuslichen Abfallgebühr nicht mindestens eine verursachergerechte adäquate Beziehung haben (DEDY, 1993, S. 88, 92).

487. Aus diesen Erwägungen hält der Umweltrat Gebühren, die sämtliche Kosten der öffentlichen Einrichtung „Abfallentsorgung" im weitesten Sinne einbeziehen, wie die Beseitigung wilder Mülldeponien sowie die Leerung öffentlicher Abfallkörbe, für nicht empfehlenswert. Zum einen ist der Zusammenhang zwischen Leistung und Gegenleistung mehr als fraglich; zum anderen sind diese Gebühren weder verursachergerecht noch zur umweltpolitischen Lenkung geeignet. Auch wenn diese Kostenfaktoren zumindest mittelbar mit der Abfallwirtschaft im Zusammenhang stehen, fehlt dem Gebührenschuldner die Möglichkeit der Einflußnahme. Er kann durch umweltbewußtes Verhalten weder die illegale Müllentsorgung durch andere noch die Nutzung öffentlicher Abfallkörbe verhindern. Die Einbeziehung derartiger Kosten ermöglicht demnach gerade keine Lenkung des Gebührenschuldners. Vielmehr sollten Kosten solcher Leistungen, die letztlich der Allgemeinheit zugute kommen, unter Lenkungsgesichtspunkten grundsätzlich aus allgemeinen Steuermitteln finanziert werden.

488. Im Hinblick auf den Grundsatz, daß Gebühren sich an den tatsächlichen Kosten der Entsorgung der jeweiligen Abfallfraktionen orientieren müssen, sollten auch die Aufwendungen für Abfallinformation und -beratung nicht in die allgemeine Müllgebühr

eingerechnet, sondern über allgemeine Haushaltsmittel finanziert werden. Ein verursachergerechter Ansatz der jeweiligen Kosten bezogen auf die Verwertung beziehungsweise Beseitigung der verschiedenen Abfallfraktionen ist bei der Beratung kaum möglich. Zweck einer Beratungseinrichtung ist typischerweise, daß sie von allen Bürgern einer Gemeinde genutzt werden kann, während nach dem Gebührenrecht allenfalls die Kosten ansatzfähig sind, welche für die Beratung der an die kommunalen Abfallentsorgungseinrichtung angeschlossenen Abfallerzeuger entstehen. Des weiteren müßte sich die Beratung auf Abfall beziehen, der nicht von der Entsorgung ausgeschlossen ist. Schließlich dürfte die Beratung – streng genommen – nicht die Abfallvermeidung betreffen, da derjenige, der Abfall vermeidet, die Abfallentsorgungseinrichtung der Gemeinde gerade nicht in Anspruch nimmt. Auch bei einem weiten Verständnis des Aufgabenbereiches der öffentlichen Einrichtung Abfallentsorgung muß die jeweilige abfallwirtschaftliche Maßnahme noch als eine dem einzelnen zugute kommende Leistung anzusehen sein.

Nach der derzeitigen Gesetzeslage läßt sich jedoch – zumindest teilweise – die Einbeziehung der Kosten für die Beseitigung wilder Mülldeponien, die Leerung öffentlicher Abfallkörbe und die Beratung in die Gebührenkalkulation nicht vermeiden. Für die Beratungskosten verdeutlicht bereits die in § 38 KrW-/AbfG festgelegte Beratungspflicht der Entsorgungsträger, daß die insoweit anfallenden Kosten Teil der für die Abfallentsorgung notwendigen Infrastruktur sind (FRENZ, 1996, § 38 Rdn. 5). Daneben haben einige Landesgesetze die genannten Kosten ausdrücklich in den Kreis der aus den Gebühren zu deckenden Aufwendungen aufgenommen.

489. Umstritten ist, ob Nachsorgekosten für im Zeitraum der Gebührenveranlagung bereits stillgelegte Abfallentsorgungsanlagen (vgl. z. B. § 9 Abs. 2 Satz 1 AbfG NW) in die Gebührenkalkulation einbezogen werden können. Auch insoweit stellt sich die Frage, ob zwischen Leistung und Gegenleistung ein ausreichender Zusammenhang besteht, weil die jetzigen Benutzer der Einrichtung nicht Verursacher der Folgekosten aus dem früheren Anlagebetrieb sind (BÖHM, 1990, S. 340, 342). Um den erforderlichen Zusammenhang zu konstruieren, wird deshalb teilweise von einer fortbestehenden abfallwirtschaftlichen Zweckbestimmung stillgelegter Anlagen ausgegangen, deren Nachsorge zum gesetzlich erweiterten Aufgabenkreis der öffentlichen Einrichtung „Abfallentsorgung" gehören soll (vgl. BALS und LAHL, 1991, S. 609, 610). Zweifelhaft ist daneben, ob Sanierungskosten auch für Grundstücke, die zwar nicht der Ablagerung von Abfällen dienten, auf die aber de facto Siedlungsabfälle verbracht wurden, nach den Prinzipien des Gebührenrechts ansatzfähig sind (ablehnend BÖHM, 1990, S. 340, 341 f.; bejahend WIEBE und STEENKEN, 1993, Rdn. 476).

490. Die erst mit einer zeitlichen Verzögerung wirksam werdenden, vorhersehbaren und nicht vorhersehbaren Kosten aus dem Anlagenbetrieb sollten ebenfalls unmittelbar bei ihrem Verursacher angelastet werden. Beispiele sind unter anderem die Kosten der Haftung der entsorgungspflichtigen Körperschaften für verfüllte Deponien, Kosten für Rekultivierungs- und Sanierungsmaßnahmen oder Kosten aus Unfällen im laufenden Betrieb. Rückstellungen zur Deckung der angeführten Kosten ebenso wie Prämien aus dem Abschluß von Versicherungen stellen eine geeignete Kalkulationsgrundlage für die Gebührenerhebung dar (WÖBBEKING, 1996; S. 336 f.; von ZWEHL und KAUFMANN, 1994, S. 450). Eine nachträgliche Anlastung über die allgemeinen Abfallgebühren und damit eine Verlagerung dieser Lasten auf künftige Abfallerzeuger statt ihrer verursachergerechten Zuordnung führt hingegen zu Preisverzerrungen und steht einer wohlfahrtsoptimalen Ressourcenallokation entgegen.

491. Soweit jedoch bei Verbandslösungen eine Anlage entgegen der ursprünglichen Planung vorzeitig stillgelegt wird und noch keine ausreichenden Rückstellungen gebildet worden sind, müssen die Kosten dafür auf den gesamten Verbund, nicht nur auf die früheren Nutzer dieser Entsorgungsanlage umgelegt werden. Die vorzeitige Stillegung hat ihre Ursache in der Zusammenlegung und führt darüber hinaus bei sämtlichen am Verbund Beteiligten zu Kostenersparnissen, so daß auch die Stillegungskosten gemeinsam getragen werden sollten.

492. Hinsichtlich der Bemessung der kalkulatorischen Abschreibungen und Zinsen besteht in der Literatur Uneinigkeit dahingehend, ob hier die Wiederbeschaffungszeitwerte zugrundegelegt werden dürfen (HOLM-MÜLLER, 1997, S. 120; GAWEL, 1995a, S. 118) oder ob allein die niedrigeren Anschaffungswerte anzusetzen sind (WEYREUTHER, 1997, S. 261, 265). Auch in den einzelnen Bundesländern fehlt es bislang an einer einheitlichen Regelung für die anzusetzenden Kosten. Die Beantwortung dieser Frage hängt von der Einordnung des Werteverzehrs ab, auf den der betriebswirtschaftliche Kostenbegriff abstellt. Geht man davon aus, daß der Werteverzehr in der Abnutzung liegt und die Sache ausgehend von ihrem Anschaffungswert abgenutzt wird, ist der Ansatz des Wiederbeschaffungswertes nicht zulässig. Betrachtet man dagegen die dauerhafte Funktionsfähigkeit des Betriebes als Leistungsinhalt, kann auch der Wiederbeschaffungswert als Kostengrundlage gelten (WEYREUTHER, 1997, S. 261, 265 f.).

Für die Bewertung zu Wiederbeschaffungszeitwerten spricht unter Lenkungsgesichtspunkten, daß die Entscheidung über Art und Umfang der Inanspruchnahme einer öffentlichen Einrichtung nur dann mit Blick auf die gesamtwirtschaftliche Situation getroffen werden kann, wenn die Höhe der Gebühr der Tatsache Rechnung trägt, daß die heutige Nutzung von Entsorgungskapazitäten zu den Knappheiten von morgen beiträgt und damit in Zukunft die Wiederbeschaffung von Entsorgungsanlagen erforderlich machen kann (AHLBORN und TEGNER, 1996, S. 781).

Beruhen die Gebühren dagegen auf den Anschaffungswerten, kann dies dazu führen, daß der Verbrauch knapper Ressourcen mit einer verhältnismäßig geringen Gebührenpflicht einhergeht (BALS und LAHL, 1991, S. 608, 611). Ein auf der Grundlage von Anschaffungswerten ermittelter und deshalb ver-

gleichsweise geringer Preis für Entsorgungsleistungen bringt sowohl im gewerblichen als auch im privaten Bereich die Gefahr mit sich, daß die Bemühungen um die Reduzierung der Abfälle nicht im gesamtwirtschaftlich sinnvollen Umfang erfolgen, weil sich entsprechende Investitionen angesichts niedriger Entsorgungspreise einzelwirtschaftlich nicht lohnen.

Verursachergerechte Anlastung von Entsorgungskosten

493. Entscheidend für die Lenkungseigenschaft einer Gebühr ist neben der Frage nach den in Ansatz zu bringenden Kosten die Art der Anlastung dieser Kosten beim Gebührenpflichtigen. So kann eine gezielte Verhaltenslenkung nur dann erreicht werden, wenn es gelingt, die abfallwirtschaftlichen Kosten der kommunalen Leistungserstellung so auf die jeweiligen Verursacher beziehungsweise Abfallerzeuger aufzuteilen, daß jeder mit den von ihm erzeugten Kosten konfrontiert wird. Je wirklichkeitsnäher dabei der Gebührenmaßstab ist, desto eher bietet er dem einzelnen die Möglichkeit, durch sein Verhalten auf die Höhe der tatsächlich zu entrichtenden Gebühr einzuwirken. Die Abgeltung sämtlicher im Bereich der kommunalen Abfallentsorgung erbrachter Leistungen in einer Gebühr, die von Abfallart sowie Abfallmenge unabhängig ist, führt hingegen dazu, daß etwa die Abfallvermeidung dem einzelnen nicht automatisch die erhoffte Gebührenentlastung bringt.

494. Allein unter Lenkungsgesichtspunkten erscheint es daher grundsätzlich geboten, für jede Abfallart (z. B. Biokompost, Papier, Glas, Elektronikschrott, Sperrmüll, Sonderabfälle, Restmüll) eine gesonderte Gebühr zu verlangen. Dies gilt um so mehr, als eine solche Vorgehensweise an sich auch dem Wesen der Gebühr als Gegenleistung für eine dem Begünstigten erbrachte Leistung entspricht. Gerade in der individuellen Zurechenbarkeit liegt die Rechtfertigung dafür, daß die Leistung nicht aus allgemeinen Steuermitteln, sondern durch den Gebührenschuldner finanziert wird (BVerwG, Buchholz 401.8 Nr. 10, S. 15, 17). Richtig erscheint es demnach im Grundsatz, die Nutzer entsprechend ihrer konkreten Inanspruchnahme zu belasten. Erlöse aus dem Verkauf von Sekundärrohstoffen (z. B. Altpapier) sind den Kosten der entsprechenden Entsorgungsleistung gegenüberzustellen. Dem Abfallerzeuger ist allein die Differenz in Rechnung zu stellen beziehungsweise gutzuschreiben.

Dabei ist eine Staffelung der Abfallgebühren nach dem gewählten Entsorgungsweg (z. B. thermische Verwertung im Gegensatz zur Beseitigung von Restmüll) verfassungsrechtlich ausgeschlossen, da diese Entscheidung in der betrieblichen Sphäre des kommunalen Abfallentsorgers und nicht in der des Gebührenschuldners liegt. Zudem kann der Abfallerzeuger, der auf Grundlage des Anschluß- und Benutzungszwanges verpflichtet ist, die kommunale Entsorgungsanlage zu nutzen, auf derartige Lenkungsanreize nicht reagieren (F. KIRCHHOF, 1994, S. 1101, 1104).

495. Da allein das Vorhalten von Entsorgungskapazitäten in der Abfallwirtschaft Kosten verursacht, die auch dann entstehen, wenn die Einrichtung nicht genutzt wird, liegt es nach dem Grundsatz der verursachergerechten Gebührengestaltung nahe, diese (Fix-)Kosten, die durch das individuelle Verhalten der Abfallerzeuger nicht beeinflußbar sind, in Form einer mengenunabhängigen Grundgebühr beim Abfallerzeuger beziehungsweise -besitzer anzulasten (vgl. hierzu und im folgenden AHLBORN und TEGNER, 1996, S. 783 f.). Die Eigenwirtschaftlichkeit der Anlage wird damit unabhängig vom periodischen Abfallaufkommen sichergestellt. In der leistungsbezogenen Komponente der Gebühr (Arbeitspreis) werden hingegen solche Kosten berücksichtigt, die auf die konkrete Inanspruchnahme der kommunalen Entsorgungsleistung zurückzuführen sind. Durch die Belastung des Abfallerzeugers mit den durch ihn verursachten Kosten werden Anreize zur Abfallvermeidung beziehungsweise zur Trennung der Abfälle gesetzt.

496. Für die Bemessung des Arbeitspreises werden verschiedene Maßstäbe als zulässig erachtet. Behältermaßstab mit oder ohne degressiver Staffelung, linearer Personenmaßstab, Haushaltstarif, differenziert nach der Zahl der im Haushalt lebenden Personen, kombinierter Personen-/Behältermaßstab, Differenzierung nach der Zahl der wöchentlichen Entleerungen der Behälter, Wertmarken- und Banderolensystem sowie Identifikations- und Verwiegungssystem (GALLENKEMPER et al., 1996; GIESEN, 1993, S. 308 ff.; MICHAELIS, 1993, S. 29 ff.; ALBERS, 1990). Unzulässig sind solche Maßstäbe, denen eine Anknüpfung an die zu regelnde Aufgabe fehlt, insbesondere die Grundstücksfläche, die Geschoßfläche oder der Wert des Gebäudes. Diskutiert wird auch, nicht genutzte Behältervolumen als Bonus für eine geringe Abfallmenge gebührenmäßig zu honorieren. Die Vorteile der verschiedenen Methoden sind unter Kosten-Nutzen-Gesichtspunkten bezogen auf die konkrete Abfallentsorgungsleistung zu bewerten.

497. Bei der Entscheidung für einen Abrechnungsmodus darf insbesondere der Konflikt zwischen einer möglichst verursachergerechten Anlastung und der Gefahr illegaler Entsorgung nicht aus dem Blick verloren werden. Soweit deshalb ein Entsorgungsträger vermehrt illegales Ausweichverhalten beobachtet, muß er einen anderen Maßstab als den verursachergerechtesten wählen.

3.1.4.1.4 Zur abfallpolitischen Lenkung mit Gebühren

498. Überlegungen, Gebühren nicht allein als Mittel zur Finanzierung der kommunalen Leistungserstellung, sondern zugleich als Ansatzpunkt einer abfallpolitischen Lenkung zu wählen, finden in jüngerer Zeit verstärkt Beachtung (LICHTENFELD, 1996, § 4 Rdn. 13). Über eine verursachergerechte Anlastung hinaus werden lenkende Abfallgebühren insbesondere erwogen, um den Gebührenschuldner zur Vermeidung von Müll, zur Nutzung wiederverwertbaren Materials und zum Getrenntsammeln zu veranlassen.

Während ursprünglich Zwecke, die über den Finanzierungszweck selbst hinausgingen, als unzulässig angesehen wurden (BVerwGE 12, 162, 170), geht man nunmehr davon aus, daß mit der Gebührenerhebung auch andere, insbesondere der Lenkung dienende Ziele verfolgt werden können (BVerfGE 50, 217, 226), selbst wenn keine diesbezügliche gesetzliche Sonderregelung besteht. Insgesamt ist deshalb bei öffentlichen Leistungen die Benutzungsgebühr auch als Mittel zur Steuerung des Konsumverhaltens hin zur Abfallvermeidung und zur umweltbewußten Abfallbehandlung durch Gebühren grundsätzlich zulässig.

In zahlreichen Landesgesetzen wurde der Gedanke einer abfallpolitischen Lenkung mittels Gebühren mittlerweile aufgegriffen. Die Gebietskörperschaften haben den ihnen eingeräumten Spielraum überwiegend dazu genutzt, abfallwirtschaftlich erwünschte Leistungen (Entsorgung von Kühlschränken, Sperrmüll, Biomüll und anderen Wertstoffen) unentgeltlich beziehungsweise zu nicht kostendeckenden Gebühren anzubieten, während sie die Kosten der Leistungserstellung bei der Restmüllentsorgung über zumeist linearisierte Gebühren anlasten.

499. Ein Verzicht auf die vollständige Erhebung der Kosten der kommunalen Leistungserstellung beim Gebührenschuldner oder eine Subventionierung jener Entsorgungsalternativen, die unter Umweltgesichtspunkten als vorzugswürdig eingeschätzt werden, kann dann kaum als gerechtfertigt angesehen werden, wenn bei der Gebührenbemessung eine Auspreisung ökonomischer und ökologischer Knappheiten erfolgt und die entsprechenden Kosten beim Abfallerzeuger verursachergerecht angelastet werden (AHLBORN und TEGNER, 1996; GAWEL, 1995a, S. 79). So führt die unmittelbare Anlastung der volkswirtschaftlichen Kosten bei den jeweiligen Entsorgungswegen dazu, daß diejenige Entsorgungsalternative einzelwirtschaftlich überlegen ist, die auch gesamtwirtschaftlich den höchsten Nutzen stiftet. Das Ausmaß der Vermeidung und Verwertung von Abfällen ist dann das Ergebnis privater Entscheidungen, in denen Kosten der Umweltinanspruchnahme Berücksichtigung finden.

500. Zahlreiche abfallpolitische Regelungen (z. B. 17. BImSchV, Verpackungsverordnung, TA Siedlungsabfall) führen dazu, daß negative externe Effekte aus Entsorgungsleistungen zunehmend internalisiert werden. Die aus den erhöhten Umweltschutzanforderungen resultierenden Kosten der Anlagenbetreiber werden im Wege kostenechter Preise an den Gebührenschuldner überwälzt.

Bislang nicht internalisierte Umweltkosten der Entsorgung begründen die Notwendigkeit einer Korrektur der Entsorgungspreise. Sie sind jedoch kein geeignetes Argument für eine Subventionierung politisch erwünschter Entsorgungswege (z. B. der getrennten Sammlung von Biomüll oder der Verwertung), deren Kosten damit auch von denjenigen getragen werden müssen, denen entsprechende Entsorgungswege nicht offenstehen. Auch werden finanzielle Anreize zur Berücksichtigung von Umweltschutzbelangen bei Kauf- und Konsumentscheidungen (z. B. Eigenkompostierung, Kauf von FCKW-freien Kühlschränken) durch das kostenlose beziehungsweise nicht kostendeckende Angebot entsprechender Entsorgungsleistungen konterkariert (GAWEL, 1995a, S. 111 f.).

Zur Frage, ob kommunale Abfallgebühren zur Anlastung solcher Umweltkosten grundsätzlich geeignet sind, die bislang nicht internalisiert werden, verweist GAWEL (1995a, S. 29) auf die engen Grenzen, die einer solchen Vorgehensweise gesetzt sind. So können nach dem Subsidiaritätsprinzip nur solche externen Effekte auf kommunaler Ebene in geeigneter Weise angelastet werden, die innerhalb des Verantwortungsbereichs der Kommune wirksam werden. Überörtliche externe Effekte aus dem Anlagenbetrieb unterliegen hingegen nicht der Entscheidungsbefugnis der Gebietskörperschaft und sind dem Betreiber statt dessen durch den Einsatz eines regionsübergreifenden Instrumentariums und die Anlastung der damit verbundenen Kosten in Rechnung zu stellen.

501. Eine andere als die theoretisch effiziente Kostenzuordnung für einzelne Leistungen kann abweichend von den bisherigen Ausführungen dort die überlegene Strategie abfallpolitischer Lenkung darstellen, wo eine verursachergerechte Anlastung von Entsorgungskosten Anreize zu umweltschädigendem Verhalten setzt. So könnte der illegalen Entsorgung von Sonderabfall und Sperrmüll aus privaten Haushalten gegebenenfalls dadurch entgegengewirkt werden, daß die Kosten entsprechender Entsorgungsleistungen über eine von allen Abfallerzeugern aufzubringende Grundgebühr gedeckt werden (vgl. GAWEL, 1995a, S. 114 f.).

502. Sofern sich die Instrumente der Abfallpolitik konsequent an den umweltpolitischen Zielen ausrichten, ist die verursachergerechte Anlastung von Entsorgungskosten über Gebühren grundsätzlich geeignet, die Zielerreichung zu unterstützen. Die Frage, ob über die bei einer verursachergerechten Gebührenerhebung erreichbare Lenkung hinaus eine weitere Lenkung erforderlich und sinnvoll ist, kann erst nach Erfahrungen mit Gebühren, die sich an den höheren Umweltstandards der TA Siedlungsabfall ausrichten, beantwortet werden.

3.1.4.1.5 Kompetenzen

503. Außer Regelungen für die Erhebung von Steuern enthält das Grundgesetz keine direkte Kompetenzregelung für Gebühren, insbesondere ergibt sich eine Gesetzgebungskompetenz nicht aus der Finanzverfassung der Art. 104a ff. GG. Das nicht lenkende Gebührenrecht wird aufgrund seines Entgeltcharakters überwiegend als Annex derjenigen Materien angesehen, zu deren Finanzierung die jeweilige Gebühr dienen soll (BAUERNFEIND, 1996, § 1 Rdn. 16; QUEITSCH, 1994, S. 45, 48; P. KIRCHHOF, 1993, S. 3, 14; BÖHM, 1990, S. 340, 342; WENDT, 1990, § 104 Rdn. 46; a. A. F. KIRCHHOF, 1981, S. 37). Aufgrund des Art. 70 GG unterliegt das Recht der kommunalen Einrichtungen und Anlagen der ausschließlichen Gesetzgebungskompetenz der Länder, so daß den Ländern als Annex dieser Kompetenz (P. KIRCHHOF, 1990, Rdn. 201) grundsätzlich auch die aus-

schließliche Gesetzgebungsbefugnis über kommunale Gebühren zusteht (BAUERNFEIND, 1996, § 1 Rdn. 16; QUEITSCH, 1994, S. 45, 48).

Die Erhebung von Gebühren in der Abfallwirtschaft berührt jedoch gleichzeitig abfallpolitische Regelungen des Bundes. Nach Art. 74 Nr. 24 GG ist die Abfallbeseitigung Gegenstand der konkurrierenden Gesetzgebung. Soweit man der Auffassung ist, Art. 74 Nr. 24 GG betreffe nicht auch den Bereich der Abfallvermeidung (BOTHE, 1987, S. 939), können sich bundesrechtliche Regelungen zur Abfallvermeidung jedenfalls auf Art. 74 Nr. 11 GG („Recht der Wirtschaft") stützen (BayVGH, DVBl. 1990, S. 692, 693). Gemäß Art. 72 GG unterliegen diese Bereiche der Regelungsbefugnis des Landesgesetzgebers nur insoweit, als der Bundesgesetzgeber von seiner vorrangigen Gesetzgebungskompetenz keinen Gebrauch gemacht hat. Hat der Bund dagegen von seinem Gesetzgebungsrecht im Rahmen der konkurrierenden Gesetzgebung Gebrauch gemacht, sind Landesgesetze in diesem Regelungsbereich unzulässig. Eine solche Sperrwirkung besteht aber nur, wenn ein Bundesgesetz eine bestimmte Frage ausdrücklich regelt oder erkennbar ist, daß der Bundesgesetzgeber hinsichtlich einer bestimmten Materie eine abschließende Regelung treffen wollte. Eine landesrechtliche Gebührenregelung darf also grundsätzlich keine Sachbereiche betreffen, die der Bund aufgrund seiner konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz gemäß Art. 74 GG bereits umfassend geregelt hat (ARNDT, 1990, S. 1, 32).

Bindung an die Zwecke des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes

504. Nach diesen Grundsätzen steht das derzeitige Bundesrecht zwar den Gebührenregelungen der Länder nicht entgegen, weil das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz keine die Finanzierung der Abfallentsorgung betreffenden Fragen regelt und folglich den Ländern in diesem Bereich die Gesetzgebungskompetenz bleibt. Zu beachten ist jedoch, daß das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz in § 4 die Grundsätze der Abfallvermeidung und Abfallverwertung festschreibt. Hieraus ergeben sich gewisse Grenzen für Lenkungsgebühren.

505. Infolge der Sperrwirkung aus Art. 74 Nr. 24 bzw. 11, Art. 72 Abs. 1 GG dürfen die von den Kommunen festzusetzenden Abfallgebühren in ihrer konkreten Ausgestaltung den Zwecken des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes jedoch nicht entgegenstehen (FRENZ, 1996, Einl. Rdn. 15, § 15 Rdn. 18). Aus den Regelungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes ergeben sich insofern Vorgaben für die Gestaltung der Gebühren, als diese auch das Verhalten der Gebührenpflichtigen und damit der Erzeuger von Abfällen beeinflussen. Aus dem Vorrang der Vermeidung nach § 4 KrW-/AbfG folgt, daß die Gebühren nicht so niedrig bemessen sein dürfen, daß sie eine Abfallvermeidung uninteressant machen (FRENZ, 1996, § 15 Rdn. 13 f.). Eine solche Gefahr dürfte aber bei Ansetzung sämtlicher im volkswirtschaftlichen Sinne anfallenden Kosten der Entsorgung und einer auf dieser Grundlage verursachergerechten Gebührenerhebung nicht bestehen.

Ferner ist der grundsätzliche Nachrang öffentlich-rechtlicher Entsorgung bei der Gebührengestaltung zu beachten (§ 15 Abs. 2, 3 KrW-/AbfG). Soweit die Gebührenhöhe den privaten Haushalten keinen Anreiz zum Aussortieren der einer Rücknahmepflicht unterliegenden Produkte bietet, würde die Etablierung privater Entsorgungssysteme behindert. Umgekehrt dürfen die Gebühren auch nicht zu hoch bemessen sein, weil dies dazu führen könnte, daß es zu einer unzulässigen Entsorgung kommt. Dies ist möglich, wenn privaten Entsorgungsunternehmen auch solche Gegenstände überlassen werden, die der Rücknahmepflicht nicht unterliegen, um gegenüber öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern niedrigere Gebühren entrichten zu müssen. Schließlich darf die Höhe der Gebühr nicht dazu führen, daß Abfälle entgegen § 13 Abs. 1 KrW-/AbfG nicht mehr öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern überlassen, sondern selbst unsachgemäß entsorgt oder „wild" abgelagert werden. Dies würde der in § 1 KrW-/AbfG zum Ausdruck kommenden Zielsetzung, eine umweltverträgliche Beseitigung zu gewährleisten, widersprechen (FRENZ, 1996, § 15 Rdn. 15 ff.).

Falls deshalb eine an sich verursachergerechte Gebührenerhebung wider Erwarten den Zwecken des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes nicht gerecht wird, könnte in einer der betriebswirtschaftlichen Gebührenkalkulation nachgelagerten Stufe eine politische Preissetzung erforderlich sein (BAUM und CANTER, 1997, S. 17). Insofern kommt eine teilweise Verschiebung der tatsächlich entstandenen Kosten auf die den Zwecken entgegenstehende Entsorgungsalternative in Betracht. Ergeben sich den abfallpolitischen Zielen entgegenstehende Gebührensätze jedoch daraus, daß überregionale Umwelteffekte bislang nicht in geeigneter Weise beim Entsorger angelastet werden, sollte es Aufgabe einer übergeordneten Instanz sein, geeignete Korrekturen etwa im Wege einer bundesweit zu erhebenden Lenkungsabgabe oder entsprechender ordnungsrechtlicher Regelungen vorzunehmen. Die von den Kommunen festzusetzenden Entsorgungsgebühren bieten nämlich für die Verfolgung übergeordneter politischer Ziele kaum einen geeigneten Ansatzpunkt (vgl. Tz. 500).

Möglichkeiten einer bundeseinheitlichen Gesetzgebung

506. Im Hinblick auf die uneinheitlichen Regelungen in den verschiedenen Bundesländern und die Tatsache, daß die Berücksichtigung aller mit der Abfallentsorgung in irgendeinem Zusammenhang stehenden Aufwendungen im Sinne einer Lenkung der Abfallerzeuger nicht anzustreben ist, stellt sich die Frage, ob und inwieweit der Bund einheitliche Regelungen schaffen kann. Gleiche Gebührengrundlagen könnten die Unterschiede hinsichtlich der Gebührenhöhe transparenter machen und dadurch eine stärkere Akzeptanz in der Bevölkerung mit sich bringen.

507. Aufgrund der konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz für die Abfallentsorgung könnte der Bund in gewissen Grenzen Regelungen auf dem Gebiet des Gebührenrechts treffen.

Geht man davon aus, daß sich die Kompetenz zur Gebührenerhebung unmittelbar aus der Sachkompetenz ergibt (so F. KIRCHHOF, 1981, S. 37), folgt die den Ländern im Bereich des Art. 74 GG verbleibende Gesetzgebungszuständigkeit aus der Reichweite der Bundesregelung. Auf dieser Grundlage könnte der Bund sogar Bestimmungen über Abgabepflicht und -höhe treffen, soweit eine entsprechende Regelung im gesamtstaatlichen Interesse erforderlich wäre (Art. 72 Abs. 2 GG), und den Ländern nur das Erhebungsverfahren und die zwangsweise Einziehung der Gebühr zur Regelung überlassen.

Der Umweltrat ist jedoch der Ansicht, daß es sich insoweit nur um eine Annexkompetenz handelt. Da eine Annexkompetenz nur solche Regelungen betrifft, die in notwendigem Zusammenhang mit der konkurrierenden Gesetzgebung des Bundes stehen, ist eine so weitgehende Regelung dieses Sachbereiches nicht möglich. Die Kompetenz der Länder hinsichtlich des Rechts der kommunalen Einrichtungen und Anlagen darf nicht ausgehöhlt werden. Deshalb ist die Kompetenz des Bundes auf solche Fälle beschränkt, in denen die Gebührenregelung für die Gewährleistung eines wirksamen Gesetzesvollzuges nötig ist (so BAUERNFEIND, 1996, § 1 Rdn. 16; QUEITSCH, 1994, S. 45, 49 in Anwendung der Grundsätze aus BVerfGE 22, 181, 210). Ist dagegen die Annexregelung für den wirksamen Vollzug der materiellen Bestimmungen eines Gesetzes nicht notwendig, liegt darin ein unzulässiger Eingriff in die Verwaltungskompetenz der Länder (vgl. BVerfGE 22, 181, 210).

Daneben muß sowohl bei Regelungen der Länder als auch des Bundes hinsichtlich der Gebührengestaltung im Abfallrecht berücksichtigt werden, daß die Gemeinden und Landkreise nicht in ihrem Recht auf kommunale Selbstverwaltung (Art. 28 Abs. 2 Satz 1 GG) verletzt werden dürfen. Der Kernbereich der Selbstverwaltung, zu dem auch Organisations- und Finanzhoheit gehören, darf nicht in unzulässiger Weise eingeschränkt werden. Deshalb muß den entsorgungspflichtigen Körperschaften ausreichend Möglichkeit zur eigenverantwortlichen Gebührengestaltung bleiben (BVerwG, NVwZ 1994, 900, 901). Allerdings ist ein Verstoß gegen Art. 28 Abs. 2 Satz 1 GG nicht anzunehmen, wenn im Interesse einer geordneten Abfallwirtschaft in begrenztem Maße gesetzliche Vorgaben für die Verteilung der Kosten auf die Gebührenpflichtigen festgeschrieben werden (so für Regelungen der Länder OVG Lüneburg, NVwZ-RR 1996, 289, 290).

Insgesamt wäre es verfassungsrechtlich zulässig, daß der Bund die Pflicht der Gebührenerhebung regelt und den Ländern nur die Regelung der Bemessung bliebe (so auch F. KIRCHHOF, 1981, S. 39 unter Berufung auf die Sachkompetenz). Darüber hinaus könnte der Bundesgesetzgeber hinsichtlich der Gebühren gewisse Strukturen vorgeben (so bereits SRU, 1994, Tz. 3, Pkt. 8), welche die Verwirklichung der Ziele des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes unterstützen. Beispielsweise könnte im Bundesgesetz geregelt werden, daß bei der Feststellung der Kosten der Wiederbeschaffungszeitwert anzusetzen ist und Rückstellungen für später wirksam werdende, aber bereits jetzt verursachte Kosten zu bilden sind.

Unbhängig von diesen Möglichkeiten einer bundeseinheitlichen Gesetzgebung sollten aber auch die Länder durch verstärkte Zusammenarbeit inhaltlich gleiche Regelungen, vor allem in Bezug auf ansatzfähige Kosten, schaffen.

3.1.4.1.6 Fazit

508. Der Umweltrat ist der Auffassung, daß allein von einer verursachergerechten Anlastung der Entsorgungskosten Lenkungseffekte ausgehen können, die in die politisch gewünschte Richtung weisen. Regelungen in den Landesgesetzen, die einer verursachergerechten Kostenanlastung entgegenstehen (z. B. Anlastung der Kosten für die Aufstellung, Unterhaltung und Entleerung von Straßenpapierkörben, Beseitigung illegal abgelagerter Abfälle über die allgemeinen Abfallgebühren) sollten entsprechend geändert und weitere ansatzfähige Kosten aufgenommen werden (z. B. die Berücksichtigung kalkulatorischer Wagnisse). Über die Schaffung bundeseinheitlicher Regelungen hinaus sollten auch die Länder im Hinblick auf die Akzeptanz von Abfallgebühren durch die Bevölkerung inhaltlich gleiche Regelungen anstreben.

509. Die periodengerechte Zuweisung von Kosten ist ebenso wie die Zurechnung des Faktorverbrauchs auf verschiedene Kostenträger im Rahmen des bestehenden kameralistischen Rechnungswesens mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden (LEMSER und TILLMANN, 1996, S. 29). Geboten erscheint stattdessen die Einführung einer betriebswirtschaftlichen Kosten- und Leistungsrechnung für öffentliche Anlagen (AHLBORN und TEGNER, 1996, S. 784; GIESEN, 1993, S. 306). Diese erlaubt es, den Zusammenhang zwischen Gebührenhöhe und -struktur und den Kosten und Erlösen für einzelne abfallwirtschaftliche Teilleistungen transparent zu machen. Konkrete Vorschläge, wie eine solche Kosten- und Leistungsrechnung für öffentlich-rechtliche Entsorger ausgestaltet sein könnte, liegen mittlerweile vor (BAUM und CANTNER, 1997; LEMSER und TILLMANN, 1996). Werden private Dritte mit der Leistungserstellung beauftragt, geht der Preis, den der Private verlangt, als Kostenblock in die Gebührenkalkulation ein. Eine Aufteilung der Kosten auf abfallwirtschaftliche Teilleistungen fällt um so leichter, je detaillierter die Abrechnung des Privaten erfolgt (LEMSER und TILLMANN, 1996, S. 64).

510. Grenzen sind der abfallpolitischen Lenkung mit verursachergerechten Gebühren dort gesetzt, wo die externen Kosten umweltschädigender Entsorgungsleistungen nicht vollständig angelastet werden. Kostendeckende Gebühren geben unter diesen Umständen die tatsächlichen Kosten der Abfallentsorgung nur unvollständig wieder. Es hat sich gezeigt, daß eine Steuerung mit überregionalen umweltpolitischen Instrumenten (Abgaben, Ordnungsrecht) gegenüber der bewußten Abweichung der Gebührensätze von den Kosten der (Teil-)Leistungserstellung in der Regel das geeignetere Instrument darstellt.

511. Die verursachergerechte Anlastung getrennt nach Abfallfraktionen muß auch dort ihre Grenze finden, wo es zu illegalem Ausweichverhalten kommt. Da eine pauschale Einschätzung infolge der unterschiedlichen Struktur der Städte und Gemeinden nicht möglich ist, bleibt es den Entsorgungsträgern überlassen, darauf angemessen zu reagieren. Soweit es also infolge der verursachergerechten Gebührenerhebung vermehrt zu illegaler Abfallentsorgung kommt, muß in der jeweiligen Gemeinde eine andere Berechnungsmethode gewählt werden.

3.1.4.2 Umweltabgaben im Abfallbereich

512. In seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft hat sich der Umweltrat unter anderem mit abfallwirtschaftlich begründeten Abgabenlösungen befaßt (SRU, 1991, Tz. 442 ff., 905 ff.). Der Vorschlag einer Deponieabgabe wurde vor dem Hintergrund der Entsorgungssituation Ende der achtziger Jahre formuliert. Die damalige Situation war dadurch gekennzeichnet, daß auf der einen Seite die verfügbaren Deponien Umweltstandards nur unzureichend einhielten und die Aufnahmekapazitäten drastisch abnahmen, auf der anderen Seite wurden wachsende Abfallmengen befürchtet. Mit der Erhebung eines Aufschlags auf die Beseitigungskosten sollte dem Umstand Rechnung getragen werden, daß sich volkswirtschaftliche Knappheiten in den Gebühren öffentlich-rechtlicher Deponien in der Regel nur unvollständig wiederspiegeln. Die Deponieabgabe wurde insofern als geeignetes Instrument angesehen, um Anreize zur Vermeidung und Verwertung von Abfällen zu setzen und eine rasche Verfüllung des knappen Deponieraums zu verhindern.

513. Um dem drohenden Müllnotstand rechtzeitig begegnen und die Abfallwirtschaft stärker auf die Vermeidung und Verwertung auszurichten, hat die Bundesregierung zu Beginn der neunziger Jahre Regelungen auf den Weg gebracht, mit denen das bestehende ordnungsrechtliche Instrumentarium weiter ausgebaut und novelliert werden sollte (z. B. 17. BImSchV, VerpackV). Um daneben auch marktwirtschaftliche Anreize zu schaffen, wurde 1991 vom Bundesumweltminister zusätzlich ein Abfallabgabengesetz vorbereitet. In der Konzeption dieser bundeseinheitlichen Abgabe fand auch der Vorschlag des Umweltrates, eine Deponieabgabe zu erwägen, seinen Niederschlag. Das Aufkommen der Abgabe wurde auf maximal fünf bis sechs Milliarden DM pro Jahr geschätzt (MICHAELIS, 1992; BMU, 1991; van MARK, 1991). Die Mittel sollten prinzipiell den Ländern zufließen und zur Förderung von Vermeidungs- und Verwertungsstrategien sowie für sonstige abfallwirtschaftliche Maßnahmen verwendet werden. Vierzig Prozent des Aufkommens pro Land waren zur Finanzierung der Altlastensanierung in den neuen Bundesländern vorgesehen. Nachdem die Konzeption des Bundesumweltministeriums für ein Abfallabgabengesetz zunächst von den Umweltministern und Umweltsenatoren der Bundesländer unterstützt wurde, ist der Gesetzentwurf später wegen offenbar unüberbrückbarer Meinungsdifferenzen in der Ressortabstimmung nicht weiter verfolgt worden.

514. Als Folge des Scheiterns einer bundeseinheitlichen Abfallabgabe haben einige Länder Abgaben auf besonders überwachungsbedürftige Abfälle (Sonderabfälle) eingeführt. Zielsetzung der Abgaben ist die Verringerung des Sonderabfallaufkommens durch Vermeidung und möglichst umweltverträgliche Verwertung. Die Berechtigung der entsprechenden landesrechtlichen Abgaben ist umstritten. Der Bayerische Verfassungsgerichtshof hat die Auffassung vertreten, der Bundesgesetzgeber habe auf der Ebene des förmlichen Gesetzes (AbfG) eine abschließende Regelung für die Abfallvermeidung und -verwertung getroffen, die für den Landesgesetzgeber keinen Spielraum für zusätzliche Eingriffe offen lasse. Auch wenn diese Regelung von den Ländern als mangelhaft empfunden würde, erlaube dies noch nicht, bundesgesetzlich gezogene Belastungsgrenzen landesrechtlich zu verändern und auf die gesetzlich gewählten Steuerungsinstrumente ein zusätzliches Instrument aufzusatteln. Durch lediglich regional wirkende landesrechtliche Abgaben würden Standort- und Wettbewerbsbedingungen der Wirtschaft verzerrt (SANDER, 1995; BayVerfGH, DVBl. 1990, 692). In Baden-Württemberg, Hessen, Schleswig-Holstein und Niedersachsen haben Industrieunternehmen Verfassungsbeschwerde gegen die Abfallabgabengesetze erhoben. Auch in Nordrhein-Westfalen hat ein Lizenznehmer gegen das dort – anstatt einer Abgabe – etablierte Lizenzmodell geklagt. Eine Entscheidung des Bundesverfassungsgerichts wird Anfang des Jahres 1998 erwartet.

Die Erhebung der in Hessen 1991 eingeführten Sonderabfallabgabe ist mittlerweile zunächst bis 1999 ausgesetzt worden. Statt dessen wurde zwischen Landesregierung und Wirtschaft eine Vereinbarung getroffen, in der sich die Wirtschaft freiwillig zu konkreten Verminderungszielen verpflichtet. In Baden-Württemberg, das als erstes Bundesland eine Sonderabfallabgabe eingeführt hat (März 1991), wurde am 5. Mai 1997 ein Gesetz zur Aufhebung des Landes-Abfallabgabengesetzes rückwirkend zum 1. Januar 1997 beschlossen. Auch in Niedersachsen soll die 1991 eingeführte Abgabe ab 1998 ersatzlos gestrichen werden. Damit wird nur noch in Schleswig-Holstein und in Bremen eine Abgabe erhoben.

515. Der Umweltrat hat eine grundsätzliche Überprüfung der bislang im Abfallbereich realisierten Abgabenlösungen vorgeschlagen und die in den Ländern praktizierten Sonderabfallabgaben als kaum geeignet angesehen, Lenkungswirkungen zu entfalten und die Entsorgungsknappheit zu verdeutlichen. Für die künftige Diskussion von Abgabenlösungen im Abfallbereich empfiehlt er, zwischen Abgaben zu unterscheiden, die an den Umweltschäden aus der Abfallentsorgung ansetzen (Emissionsabgaben, Ausgleichsabgaben), unmittelbar beim Anlagenbetreiber erhoben werden und prinzipiell in ein sektorübergreifendes Instrumentarium einzubeziehen sind (Tz. 723 ff., 726, 739) sowie solchen Abgaben, die allein darauf gerichtet sind, die Knappheit von Entsorgungskapazitäten anzuzeigen und entsprechende Anpassungsreaktionen hinsichtlich der zu beseitigenden Abfallmengen anzustoßen. Die Erhebung von Abgaben zur Steuerung der Abfallmen-

ge erscheint zum gegenwärtigen Zeitpunkt insofern wenig sinnvoll, als die bisherige Entsorgungsknappheit durch ein Überangebot an Entsorgungsmöglichkeiten abgelöst worden ist. Langfristig sind politische Eingriffe in den Entsorgungsmarkt zur Beseitigung von Entsorgungsengpässen dann verzichtbar, wenn Markt- und Wettbewerbsprozessen in der Abfallwirtschaft mehr Raum eingeräumt wird und eventuelle Knappheiten ihren Niederschlag in den Preisen der Entsorgungsleistungen finden (Tz. 715, 739).

516. In jüngster Zeit werden Abfallströme von entsorgungspflichtigen Körperschaften an gebietseigenen oder in der Region vorhandenen Verbrennungsanlagen und Deponien, die den Anforderungen der TA Siedlungsabfall entsprechen, vorbeigelenkt und in Deponien mit niedrigen Umweltstandards verbracht. Belastbare Zahlen über Art und Ausmaß dieser Abfallströme liegen dem Umweltrat allerdings nicht vor. Hinter dieser Vorgehensweise, die gegen die Vorgaben der TA Siedlungsabfall verstößt (s. Kasten zu Tz. 597), steckt das Bemühen, Altdeponien noch vor Ablauf der Übergangsfrist im Jahr 2005 zu verfüllen, und so möglichst hohe Einnahmen zu erzielen, teilweise auch um Rücklagen zur Finanzierung von Stillegungs- und Nachsorgemaßnahmen zu bilden (BT-Drs. 13/8406). Wegen der relativ niedrigen Gebühren geht von diesen Deponien eine Sogwirkung aus, die neben den insgesamt zurückgehenden Restabfallmengen zusätzlich zur Unterauslastung von Behandlungsanlagen beiträgt.

Um eine solche, aus Umweltschutzgründen unerwünschte Lenkung von Abfallströmen unattraktiv zu machen, könnte an die Erhebung einer Abgabe gedacht werden. Sie würde einen Anreiz schaffen, die Entsorgungstechnologie schneller anzugleichen. Wie immer bei der Anwendung von Abgaben würden sich zwar auch hier Probleme bei der Bestimmung des Abgabensatzes ergeben, die sich aber zum Beispiel mittels Orientierung an Durchschnittskosten beherrschen lassen sollten.

Der Einsatz dieses ökonomischen Instruments wäre einer härteren, ordnungsrechtlichen Lösung vorzuziehen. Die Vorgaben der TA Siedlungsabfall haben wegen ihrer rechtlichen Unverbindlichkeit für die öffentlichen und privaten Entsorgungspflichtigen offenbar keine Wirkung auf die Lenkung von Abfallströmen in Anlagen, die den Anforderungen der TA Siedlungsabfall entsprechen. Als ordnungsrechtliche Lösung käme eine „Verrechtlichung" der TA Siedlungsabfall in Betracht, das heißt, in das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz müßte eine Verordnungsermächtigung eingefügt werden, die es der Bundesregierung erlaubt, die TA Siedlungsabfall in eine Verordnung umzuwandeln. Ein anderer Weg bestünde darin, daß in Abfallwirtschaftsplänen der einzelnen Bundesländer den Entsorgungspflichtigen verbindlich erklärt wird, in welchen Anlagen die Abfälle beseitigt werden müssen (BECKMANN, 1997).

517. Im übrigen betrachtet es der Umweltrat als nicht hinnehmbar, daß offenbar keine Informationen darüber vorliegen, in welchem Maße in den Ländern von der Übergangsregelung Gebrauch gemacht wird. Besonders bedauerlich ist, daß keine konkreten Angaben über die Verstöße gegen die Vorgaben der TA Siedlungsabfall gemacht werden können. Deshalb sollte möglichst schnell ein entsprechendes Kontrollinstrument für die Übergangszeit bis 2005 geschaffen werden.

3.1.4.3 Rücknahmepflichten und Selbstverpflichtungen in der Abfallwirtschaft

518. Rücknahmepflichten entziehen sich einer eindeutigen Zuordnung in die üblicherweise gebildeten Kategorien umweltpolitischer Instrumente, da sie sowohl ordnungsrechtliche als auch marktorientierte Elemente enthalten (SRU, 1994, Tz. 520; SRU, 1991, Tz. 154, 171 und 2000). Durch die Einführung von Rücknahmepflichten werden Hersteller und der Handel mit den Kosten der Entsorgung der von ihnen bereitgestellten Produkte konfrontiert, wenn diese zu Abfall geworden sind (Tz. 731 ff.). Davon erhofft man sich verstärkte Bemühungen, bereits bei der Produktgestaltung Entsorgungsaspekte zu berücksichtigen und entsorgungsfreundlichere Produkte auf den Markt zu bringen (BENZLER et al., 1995; HECHT und WERBECK, 1994; MICHAELIS, 1993).

519. Der Umweltrat hat den weiteren Ausbau des Instruments der Rücknahmepflicht im Abfallwirtschaftsgutachten befürwortet, gleichzeitig aber auch auf dessen begrenzten Anwendungsbereich hingewiesen. In Betracht sollten vor allem solche Produktgruppen kommen, bei denen durch Entsorgung in Verantwortung des Herstellers im Vergleich zur konventionellen Abfallentsorgung besonders hohe Umweltentlastungen erreicht und zugleich maßgebliche Einwirkungen auf umweltverträgliche Produktinnovationen erwartet werden können (MICHAELIS, 1993; SRU, 1991, Tz. 2000).

520. Die Bundesregierung hat das Instrument der Rücknahmepflicht erstmals in der Verpackungsverordnung von 1991 (Verordnung über Vermeidung von Verpackungsabfällen – VerpackV) eingeführt, deren Rechtsgrundlage § 14 Abfallgesetz von 1986 lieferte. Auf die in der Verordnung im einzelnen festgelegten Regelungen und auf das unter dem Verordnungsdruck entstandene System „Grüner Punkt" wird in Abschnitt 3.1.4.3.3 näher eingegangen. Zunächst soll jedoch ein kurzer Blick sowohl auf einige ältere als auch auf aktuelle abfallwirtschaftliche Verordnungsentwürfe mit Rücknahmepflichten und sich daraus ergebende Selbstverpflichtungsvorschläge geworfen werden.

Zum Instrument der Selbstverpflichtung hat sich der Umweltrat bereits in früheren Gutachten geäußert (SRU, 1996); in diesem Gutachten setzt er sich mit der Eignung ausführlich in Abschnitt 2.2.2 auseinander.

3.1.4.3.1 Frühere abfallbezogene Selbstverpflichtungen

521. Initiativen zur Einführung von Selbstverpflichtungen in der Abfallwirtschaft, speziell zur Rücknah-

me von Verpackungen, hat es bereits in den siebziger und achtziger Jahren gegeben (vgl. auch Abschn. 2.2.2 Selbstverpflichtungen). Seitdem wird, mit unterschiedlicher Intensität, über Erfolg und Mißerfolg bei der Anwendung dieses Instrumentes gestritten.

Im Oktober 1977 hatte der Bundesinnenminister mit den Verbänden der Verpackungshersteller, der Getränkeabfüller und des Handels nach langwierigen Verhandlungen eine Vereinbarung getroffen, in der Zusagen hinsichtlich der Aufrechterhaltung des Mehrwegsystems, der Vereinheitlichung der Pfanderhebung, des Verzichts auf großvolumige Kunststoffeinwegflaschen, der Altglasverwertungsquote und der Rücknahme von Weißblech schriftlich festgelegt wurden.

Bei Einhaltung dieser Zusagen versprach die Bundesregierung, von der Verordnungsermächtigung des § 14 AbfG insoweit keinen Gebrauch zu machen. Außerdem stellte sie eine großzügige Förderung von abfallwirtschaftlichen Forschungs- und Entwicklungsvorhaben in Aussicht (HARTKOPF und BOHNE, 1983). Ziel war, den hohen Anteil gebrauchter Verpackungen am Hausmüllvolumen (1978: etwa 50 %) zu verringern und damit eine Reduzierung des Abfallaufkommens insgesamt zu erreichen.

522. Die Vereinbarung wurde in wesentlichen Teilen nicht erfüllt. Lediglich in den Bereichen, in denen die Vereinbarung den Interessen der beteiligten Industrie entsprach (z. B. Verwertung von Glas und Weißblech), wurde sie ganz beziehungsweise teilweise erfüllt. Der Trend hin zu vermehrtem Einsatz von Einwegverpackungen für Getränke konnte in den Folgejahren nicht gebrochen werden. Für Bier, Mineralwasser, Erfrischungsgetränke und Wein nahm der Einweganteil zum Beispiel von 1975 (ca. 17 %) bis 1983 (25 %) um 8 % zu, während der Mehrweganteil von ca. 83 % auf 75 % abnahm. Auch die Vereinheitlichung der Pfanderhebung ist ebensowenig erreicht worden wie die Verminderung der Verwendung von Kunststoffeinwegflaschen für Erfrischungsgetränke (SCHMITT-TEGGE, 1997; SPIES, 1994; HARTKOPF und BOHNE, 1983; UBA, 1983).

523. Das Bundesinnenministerium hatte im Herbst 1982 erneut mit der betroffenen Wirtschaft eine freiwillige Vereinbarung zur Stabilisierung von Mehrwegsystemen für Bier, Mineralwasser und Erfrischungsgetränke getroffen, ohne daß sich der erhoffte Erfolg in Form einer Trendumkehr einstellte (UBA, 1982 und 1987). Von Teilen der Industrie wurde eine 1982 kurzfristig eingetretene Stagnation zwar bereits als Erfolg der freiwilligen Vereinbarung interpretiert (OETKER 1987; TROGE, 1987), in den Folgejahren ging der Anteil der Mehrwegverpackungen aber weiter zurück. Die Bundesregierung sah die Gefahr, daß bei weiterem Absinken der Mehrweganteile die dezentral funktionierenden Distributionssysteme rasch und irreversibel zusammenbrechen würden (Bericht der Bundesregierung, 1987). Zur Stützung des Mehrwegsystems bedurfte es der Drohung des Staates, durch Rechtsverordnung in den Getränke- und Verpackungsmarkt eingreifen zu können. So wurden im novellierten § 14 des Abfallgesetzes von 1986 Eingriffsermächtigungen für mengenrelevante Abfälle vorgesehen, die es der Bundesregierung ermöglichten, auf dem Verordnungswege Maßnahmen wie die Kennzeichnung von Mehrwegverpackungen oder der Verwertbarkeit, Rücknahmepflichten, Pflichtpfand und andere zu ergreifen.

Angesichts dieses ordnungsrechtlichen Drohpotentials wurden erneut Anstrengungen unternommen und von der Bundesregierung unterstützt, um das Ziel der Verringerung des Verpackungsabfalls auf dem Wege der freiwilligen Vereinbarung zu erreichen. Die Verhandlungen über Selbstverpflichtungen der betroffenen Wirtschaftsverbände zu Rücknahme und Verwertung von Getränkeverpackungen aus Kunststoff scheiterten allerdings ebenso wie diejenigen über die einheitliche Kennzeichnung für Getränkeverpackungen.

524. Die insgesamt negativen Erfahrungen mit nicht eingehaltenen beziehungsweise gar nicht zustande gekommenen freiwilligen Vereinbarungen im Bereich der Getränkeverpackungen führten so zwangsläufig zur Dominanz ordnungsrechtlicher Instrumente in den Folgejahren. Die normative Ordnungsvorstellung, in der Abfallwirtschaft dem Kooperationsprinzip Vorrang vor staatlichen Eingriffen einzuräumen, hat sich aufgrund des Scheiterns „freiwilliger Absprachen" und politischer Kooperationsangebote sukzessiv verändert und letztlich zur staatlichen Intervention geführt (SPIES, 1994). HARTKOPF und BOHNE (1983) sahen mit Blick auf die Absprache über die Beibehaltung des Mehrweganteils von 1977 den Grund des Scheiterns hauptsächlich darin, daß die bei Einhaltung entstehenden wirtschaftlichen Nachteile stärker wogen als die Drohung des Staates, mittels Ordnungsrecht einzugreifen. Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit führt als Ursache die Nichtdurchsetzbarkeit gegenüber „Trittbrettfahrern" mit wirtschaftsinternen Mitteln an (BMU, 1995, schriftl. Mitt.).

3.1.4.3.2 Aktuelle abfallwirtschaftliche Rücknahmepflichten und Selbstverpflichtungen

525. Zu den neueren abfallwirtschaftlichen Selbstverpflichtungen, die als Alternative beziehungsweise ergänzend zu Rechtsverordnungen nach dem KrW-/AbfG diskutiert beziehungsweise praktiziert werden, zählen diejenigen für die Bereiche Altautos, Elektronikschrott, Batterien und Akkumulatoren, Altpapier sowie Baurestabfälle. Entsprechende Verordnungsentwürfe zur Rücknahme und Entsorgung wurden bereits in der 12. Legislaturperiode nach § 14 AbfG von 1986 erarbeitet, sind aber nicht in Kraft getreten (SRU, 1996 und 1994). In der Koalitionsvereinbarung für die 13. Legislaturperiode hat die Bundesregierung festgelegt, daß die Produktverantwortung gemäß Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (§ 22) in den Bereichen Altauto, Batterien und Elektro- und Elektronikgeräte umgesetzt und hierbei freiwilligen Selbstverpflichtungen Priorität vor ordnungsrechtlichen Regelungen eingeräumt werden soll.

Altautoverordnung und freiwillige Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Altautoverwertung (Pkw) im Rahmen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes

526. Im Februar 1996 haben unter der Federführung des Verbandes der Automobilindustrie insgesamt vierzehn weitere Verbände der Wirtschaft nach langwierigen Verhandlungen gegenüber der Bundesregierung oben genannte Selbstverpflichtung abgegeben. Ausgangspunkt der Diskussion über ein Konzept zur Altautoentsorgung sind die Entwürfe einer Altautoverordnung aus den Jahren 1992 und 1994 (Entwurf einer Verordnung über die Vermeidung, Verringerung und Verwertung von Abfällen aus der Kraftfahrzeugentsorgung nach § 14 AbfG vom 18. August 1992 bzw. 27. Januar 1994; SRU, 1994, Tz. 510). Die Verordnung wurde wegen der Ankündigung einer Selbstverpflichtung seitens der Automobilindustrie zurückgestellt.

527. Mit der nunmehr vorliegenden Selbstverpflichtung soll der Erfüllung der in § 22 KrW-/AbfG festgelegten Grundpflichten der Produktverantwortung auf freiwilliger Basis Rechnung getragen werden. Ziele sind die recyclinggerechte Konstruktion, die umweltverträgliche Behandlung der Altautos sowie die Entwicklung, der Aufbau und die Optimierung von Stoffkreisläufen und Verwertungsmöglichkeiten zur Schonung von Deponiekapazitäten und Rohstoffressourcen. Sie sollen unter anderem mit folgenden Maßnahmen erreicht werden:

- Aufbau eines flächendeckenden Rücknahme- und Verwertungssystems für Altautos und -teile
- generelle Verpflichtung zur Rücknahme von Altautos der jeweiligen Marke durch die Hersteller von Automobilen beziehungsweise durch von diesen benannten Rücknahmestellen zu marktüblichen Konditionen
- neue, das heißt nach Inkrafttreten der Selbstverpflichtung in Verkehr gebrachte Autos, werden – unter bestimmten Bedingungen – kostenlos vom Hersteller zurückgenommen, wenn deren Erstzulassung nicht mehr als zwölf Jahre zurückliegt
- schrittweise Verringerung bislang nicht verwertbarer Abfälle aus der Altautoentsorgung (Shredderleichtfraktion) im Durchschnitt pro Hersteller von derzeit ca. 25 Gewichtsprozent auf maximal 15 Gewichtsprozent bis zum Jahre 2002 und auf maximal 5 Gewichtsprozent bis zum Jahre 2015.

528. Die Bundesregierung verzichtete im Gegenzug auf eine umfassende ordnungsrechtliche Regelung, hat aber eine „schlanke" Verordnung über Entsorgung von Altautos und die Anpassung straßenverkehrsrechtlicher Vorschriften vorgelegt, mit der die Selbstverpflichtung flankiert wird. Die Verordnung ist nach Änderungen durch den Bundesrat am 12. Juni 1997 vom Bundestag verabschiedet worden und soll im April 1998 in Kraft treten. In Artikel 1 der Verordnung werden Überlassungspflichten und Entsorgungspflichten geregelt, mit denen die Nutzung der künftigen Rücknahme- und Verwertungsstrukturen sichergestellt und gleichwertige Wettbewerbsbedingungen im Entsorgungsmarkt gewährleistet werden sollen. Der Letztbesitzer eines Altautos ist nach § 3 verpflichtet, dieses im Falle der Entledigung nur einem anerkannten Verwertungsbetrieb oder einer anerkannten Annahmestelle zu überlassen. Er erhält von diesen einen Verwertungsnachweis, den er bei Abmeldung des Fahrzeugs der Zulassungsstelle vorlegen muß. Die Anerkennung als Verwertungsbetrieb oder als Annahmestelle muß von Sachverständigen bescheinigt werden. Voraussetzung für die Anerkennung ist die Erfüllung bestimmter Umweltschutzanforderungen, die im Anhang der Verordnung im einzelnen festgelegt sind.

Mit diesen ergänzenden Verordnungsregelungen sollen Befürchtungen, die der Selbstverpflichtung hinsichtlich der „wilden" Entsorgung von Altautos und hinsichtlich der Verhinderung des freien Zugangs aller Verwerterbetriebe zum Autorecyclingmarkt entgegengebracht werden, weitgehend ausgeräumt werden. Der „wilden" Entsorgung, die als Folge der zeitlichen Beschränkung für die kostenlose Rücknahme von Altautos befürchtet wurde, soll die Überlassungspflicht mit Verwertungsnachweis bei endgültiger Stillegung einen Riegel vorschieben. Durch die Normierung einheitlicher Anforderungen an Altautoverwertungsbetriebe soll der Rahmen für gleichwertige Wettbewerbsbedingungen aller in der Altautoverwertung tätigen Betriebe geschaffen werden. Ob sich dennoch – wie von der mittelständischen Recyclingwirtschaft befürchtet – eine Dominanz der Automobilhersteller durch Aufbau eigener Verwertungskapazitäten herausbildet, bleibt abzuwarten.

529. Das jetzt beschlossene und von der Europäischen Kommission nicht beanstandete deutsche Konzept der Altautoverwertung weist noch immer einige Defizite auf, die sich auch bei einer Gegenüberstellung mit dem im Juli 1997 von der Europäischen Kommission verabschiedeten Entwurf einer europäischen Altfahrzeugrichtlinie zeigen. Ein Kritikpunkt betrifft die in der deutschen Regelung nicht vorgesehene Vermeidung bestimmter Schwermetalle im Entsorgungsgut. Der Kommissionsentwurf will dagegen sicherstellen, daß Blei, Quecksilber, Cadmium und sechswertiges Chrom aus Fahrzeugen, die ab 2003 auf den Markt kommen, nicht mehr in Beseitigungsanlagen gelangen. Auch von der geforderten Verringerung der Shredderleichtfraktion auf maximal 15 % des Fahrzeugleergewichts bis zum Jahre 2002 wird wahrscheinlich kein besonderer Anreiz für recyclinggerechtes Konstruieren und weitergehende, materialorientierte Demontage ausgehen. Dieses Ziel wird allein durch die Entnahme der Betriebsflüssigkeiten, der Reifen und der Ersatzteile erreicht werden (WALLAU, 1997).

Der Haupteinwand gegen die deutsche Lösung betrifft aber die Kostentragung und die mit ihr verbundene Allokationswirkung. Eine generelle kostenlose Rücknahme von Altautos durch die Hersteller ist nicht vorgesehen. Lediglich Fahrzeuge, die nicht älter als zwölf Jahre sind, werden kostenlos zurückgenommen. Angesichts des durchschnittlichen Fahrzeugalters von 11,8 Jahren bei der Löschung 1995 und des bereits heute von einigen Automobilherstellern garantierten Korrosionsschutzes für Karosserien sowie der angestrebten weiteren Verbesserung der

Motorenlaufzeiten kann die 12-Jahres-Frist nicht als besondere Leistung der Automobilindustrie angesehen werden. Es wird davon ausgegangen, daß aufgrund dieses Trends zukünftig weniger als ein Viertel der Altautos kostenlos zurückgegeben werden kann. Der Vorwurf, damit werde das Prinzip der Produktverantwortung preisgegeben, erscheint durchaus berechtigt.

Die Begrenzung der Verordnung auf Neufahrzeuge, die ab 1998 ausgeliefert werden, ist umweltpolitisch anders zu bewerten. Hier geht es nicht mehr um ein Steuerungsproblem, sondern um die Verteilung der finanziellen Lasten für die Bewältigung eines Umweltproblems, das in der Vergangenheit entstanden ist. Grundsätzlich ist es mangels gesetzlicher Regelung nicht Sache der Hersteller, die Entsorgungskosten ihrer Produkte zu tragen. Jedoch gibt es keinen Anlaß für einen Vertrauensschutz, soweit in der Vergangenheit die Auferlegung von Rücknahmepflichten bereits ernsthaft diskutiert worden ist (BVerfGE 83, 201, 211 ff.). Insofern wäre unter verteilungspolitischen Gesichtspunkten eine zeitlich differenzierende Lösung für die finanzielle Belastung sinnvoll.

Nach dem Entwurf der Europäischen Kommission sollen die Autohersteller ab dem 1. Januar 2003 alle Personenkraftwagen und auch Lastkraftwagen bis 3,5 Tonnen sowie zwei- und dreirädrige Motorfahrzeuge zurücknehmen, und zwar unabhängig vom Alter und ohne Kosten für den Letztbesitzer. Diese vorgesehene Regelung des Kommissionsvorschlags sollte mit der deutschen Konzeption abgestimmt werden.

530. Soweit man im Bereich der Altautoentsorgung eine Rücknahmepflicht für die Zukunft als umweltpolitisch erforderlich ansieht, erscheint dem Umweltrat nach wie vor eine Konzeption sinnvoll, nach der die Hersteller zur kostenlosen Rücknahme verpflichtet werden und die Kosten der Entsorgung schon beim Erwerb des Neufahrzeugs berücksichtigt werden. Da die Automobilhersteller zueinander im Wettbewerb stehen, werden die Entsorgungskosten von Altautos bei einer bestehenden Rücknahmeverpflichtung der Hersteller einen ausreichenden ökonomischen Anreiz zur Senkung dieser Kosten bewirken. Die Senkung der Entsorgungskosten ist durch Verbesserung der Konstruktion der Autos oder durch eine effizientere Verwertung zu erzielen. Die Kosten der Entsorgung dem Letztbesitzer bei der Rückgabe anzulasten, würde zu geringe Anreize für die Hersteller setzen. Der Letztbesitzer befindet sich nämlich in der Situation, sein Altauto ohne Rücksicht auf die Kosten entsorgen zu müssen (SRU, 1996, Tz. 392). Im übrigen hält der Umweltrat eine einheitliche Regelung der Altautoentsorgung auf europäischer Ebene für dringend erforderlich.

Konzepte zur Entsorgung und Verwertung von Elektronikschrott

531. Das jährliche Aufkommen an Elektronikschrott beläuft sich nach Angaben des Zentralverbandes der Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e. V. in den alten Bundesländern auf ca. 1,5 Mio. t (ZVEI, 1993). Eine Prognose der Beratungsfirma Töpfer Planung und Beratung GmbH (TPB, 1993) schätzt das Aufkommen für die gesamte Bundesrepublik im Jahre 1998 auf 1,87 Mio. t (SEDDIGH et al., 1996). Angesichts des zu erwartenden Aufkommenzuwachses und des damit verbundenen Umweltgefährdungspotentials hatte die Bundesregierung bereits 1991 auf der Grundlage von § 14 AbfG den Entwurf einer umfassenden Elektronikschrottverordnung vorgelegt, deren Ziel die Rücknahme und Verwertung von Elektro- und Elektronikgeräten zur Verminderung des Schadstoffeintrags in die Umwelt war. Die Ankündigung einer ordnungsrechtlichen Regelung hat eine bis heute andauernde Diskussion zwischen der beteiligten Wirtschaft und dem Bundesumweltministerium über den richtigen Weg zur Entsorgung des Elektronikschrotts ausgelöst. Dabei stellte sich heraus, daß eine Gesamtlösung für alle Gerätegruppen nicht praktikabel ist, sondern Teillösungen für einzelne Gerätegruppen entwickelt werden sollten. Die unterschiedlichen Interessen der Beteiligten haben es aber bis heute verhindert, daß zufriedenstellende Konzepte zur Übernahme der Produktverantwortung gemäß KrW-/AbfG für alte Elektro- und Elektronikgeräte entwickelt und verwirklicht werden konnten. Das Hin und Her zwischen dem Abwarten einer freiwilligen Selbstverpflichtung und der Androhung einer Verordnung hat sich als wenig konstruktiv erwiesen.

532. Einen ersten Schritt in Richtung freiwillige Vereinbarung statt Verordnung stellen die im Herbst 1995 von der Arbeitsgemeinschaft CYCLE im Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau (VDMA) in Abstimmung mit dem ZVEI vorgelegten „Freiwilligen Maßnahmen zur Rücknahme und Verwertung elektrischer und elektronischer Produkte aus der Informationstechnik, Bürokommunikations-Systeme und anderer artverwandter Investitionsgüter" dar (SRU, 1996; Arbeitsgemeinschaft CYCLE im VDMA, 1995). Es handelt sich um ein Aufkommen von etwa 110 000 Tonnen pro Jahr. Zur Erreichung der im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz verfolgten abfallwirtschaftlichen Ziele treffen Hersteller und Erst-Inverkehrbringer einschließlich Importeure einzelne freiwillige Maßnahmen zur Produktgestaltung, Rücknahme, Verwertung, Überwachung und Kostenübernahme. Darüber hinaus ist eine Erfolgskontrolle in Form eines jährlichen Berichtes über die Ergebnisse der Maßnahmen zur Rücknahme, Verwertung und Überwachung vorgesehen.

533. Die Bundesregierung hat im Februar 1996 zur Flankierung dieser freiwilligen Maßnahmen den Entwurf einer Verordnung über Entsorgung von Geräten der Informationstechnik (IT-Geräte-Verordnung; BMU, 1996a) vorgelegt. Diese „schlanke" Rahmenverordnung soll alle Hersteller und Vertreiber in die Grundpflicht einbinden, ihre Geräte zurückzunehmen und zu verwerten, unabhängig davon, ob sie sich zu freiwilligen Maßnahmen verpflichtet haben oder nicht. Sie soll einen fairen Wettbewerb sichern und das „Trittbrettfahren" möglichst verhindern. Die Verordnung bestimmt den Geltungsbereich und die Begriffe, regelt die Rücknahmepflichten, die Mitwirkung der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger, Hinweis- und Kennzeichnungspflichten, Erfolgskon-

trolle und Berichtspflichten sowie die Beauftragung Dritter durch Hersteller und Vertreiber.

534. Das Konfliktpotential dieser jetzt vorliegenden Kombinationslösungen besteht in der Schnittstelle zwischen kommunaler Erfassung und privater Verwertung und Beseitigung. Die kommunale Seite vertritt den Standpunkt, auch die Kosten für das Einsammeln und Sortieren der Altgeräte müßten von der Wirtschaft übernommen werden; eine Teilinternalisierung sei nicht ausreichend. Da sich nunmehr nach langwierigen Verhandlungen eine Kostenübernahme durch die Industrie abzeichnet, scheint der Erfolg des CYCLE-Konzepts gesichert. Mit der Verabschiedung der Verordnung in der laufenden Legislaturperiode wird noch gerechnet.

535. Inzwischen liegt auch für den Teilbereich Elektro-Haushalt-Großgeräte (sogenannte Weiße Ware) ein Entsorgungs- und Verwertungskonzept der Hersteller vor. Darin schlagen sie – offenbar als Ergebnis der langwierigen Verhandlungen mit der Bundesregierung – nunmehr vor, daß jeder Hersteller und Importeur eigenverantwortlich ein System zur haushaltsnahen Rücknahme der unter seinen Marken in Verkehr gebrachten Geräte errichtet. Damit rücken sie von ihrem noch im Memorandum zur Elektronikschrott-Verordnung aus dem Jahre 1993 vertretenen Standpunkt ab, nach dem die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger für die Entsorgung von Elektro-Haushalt-Großgeräten zuständig seien (ZVEI, 1993). Unverändert ist die Position aber bezüglich der Forderung nach kostenloser Rücknahme durch Handel und Hersteller geblieben. Das Konzept sieht vor, daß der Letztbesitzer zum Zeitpunkt der Rückgabe des Altgerätes den jeweiligen Entsorgungspreis entrichtet. Die Kommunen würden damit aus der Zuständigkeit für die Entsorgung solcher Altgeräte entlassen, die Entsorgungskosten könnten aus den allgemeinen Abfallgebühren herausgenommen werden.

536. Die Hersteller können sich zur Erfüllung der Pflicht zur haushaltsnahen Rücknahme Dritter bedienen. Auf der Ebene der Sammlung ist an ein Nebeneinander von Entsorgungsbetrieben im jeweiligen Herstellersystem, bei denen es sich um Eigenbetriebe oder beauftragte Dritte handeln kann, und freien Entsorgungsbetrieben gedacht. Bei der Verwertung und Beseitigung sollen die systemeigenen Verwerter untereinander und mit freien Entsorgungsbetrieben im Wettbewerb stehen. Der Letztbesitzer – das können auch Händler, Versender und Kommunen sein – soll vom Gesetzgeber zur Andienung der Altgeräte an einen der oben genannten Sammler verpflichtet werden. Je nach Wahl zwischen der Rücknahme durch den Handel bei Geräteersatzkäufen, Bringen zu Annahmestellen oder Abholung gestalten sich die Entsorgungspreise für den Letztbesitzer unterschiedlich hoch, wobei bei der Ersatzbeschaffung und beim Bringsystem die günstigsten Preise zu erwarten sind. In der Konzeption wird ein Kostenvergleich zwischen der von der Industrie abgelehnten Einrechnung der Entsorgungskosten in den Neupreis und der Zahlung eines Entsorgungspreises zum Zeitpunkt der Rückgabe vorgestellt, der eine um den Faktor vier höhere Belastung für die Neupreiseinrechnung ermittelt; als Hauptgründe werden die steuerlichen Auswirkungen und die höheren Verwaltungs- und Überwachungskosten genannt.

537. Da sich die Industrie nach wie vor der Forderung nach kostenloser Rücknahme und Einrechnung der Entsorgungskosten in den Neupreis widersetzt, ist mit einer Einigung in dieser Legislaturperiode wohl nicht mehr zu rechnen. Dem Argument, von einer Internalisierung der Entsorgungskosten könne keine Lenkungswirkung ausgehen, weil die zukünftigen Entsorgungskosten wegen der relativ langen Lebensdauer der Produkte unbekannt seien, steht die Befürchtung gegenüber, vom Letztbesitzer jetzt zu zahlende Entsorgungspreise (nach einer Berechnung des ZVEI zwischen 32 DM und 58 DM pro Gerät) führten zur unerwünschten Entsorgung über die Restmülltonne oder zur „wilden" Ablagerung.

538. Keine Lösung zeichnet sich auch im Bereich der elektrischen und elektronischen Kleingeräte und der Unterhaltungselektronik („Braune Ware") ab. Hier dürfte sich der Aufbau rentabler Verwertungsstrukturen wegen der Vielfalt der Produkte erheblich komplizierter gestalten. Die Einführung eines speziellen, separaten Erfassungssystems und einer aufwendigen Finanzverwaltung wird als nicht tragbar angesehen. Vielmehr sollte die bereits bestehende Logistik zur Erfassung mitgenutzt werden (SEDDIGH et al., 1996).

539. Der Umweltrat hält eine vollständige Rückführung des schadstoffhaltigen Elektro- und Elektronikschrotts für dringend geboten. Umweltgefährdungen, die mit der „wilden Entsorgung" und mit der Entsorgung über den Hausmüll verbunden sind, müssen vermieden werden. Die Kosten der Entsorgung sind den Herstellern und Vertreibern der Produkte anzulasten. Damit sollen Anreize zur Verwendung ökologisch unbedenklicher Materialien und zur Kennzeichnung der Materialien sowie des Aufbaus der Geräte zur Erleichterung notwendiger Reparatur- und Erweiterungsarbeiten geschaffen werden.

Freiwillige Vereinbarungen und Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung von Batterien und Akkumulatoren

540. Der jährliche Inlandsabsatz in Deutschland beträgt rund 857 Millionen Gerätebatterien und -akkumulatoren, was einem Gesamtgewicht von mehr als 27 000 Tonnen entspricht. Wegen des steigenden Einsatzes elektrischer und elektronischer Geräte in Unternehmen, privaten Haushalten und staatlichen Einrichtungen ist mit weiter zunehmendem Verbrauch zu rechnen. Der größte Anteil des Gerätebatterieabsatzes (rund 80 % der Stückzahlen) entfällt auf schadstoffarme beziehungsweise schadstofffreie Batterien; in der Batterieverordnung (Tz. 544) werden sie als „sonstige Batterien" bezeichnet. Sie enthalten keine oder nur geringe Mengen Quecksilber und Cadmium (BMU, 1997a; BENZLER et al., 1995). Über das Aufkommen an Altbatterien liegen keine umfassenden Kenntnisse vor.

Die Umweltgefährdung geht vor allem von den verbrauchten schadstoffhaltigen Batterien und von den

Starterbatterien sowie von speziellen Akkumulatoren wegen ihres Gehaltes an Schwermetallen wie Cadmium, Quecksilber oder Blei aus. Sie sind in erster Linie Gegenstand der im folgenden beschriebenen Regelungen.

541. Bereits seit 1988 wird eine freiwillige Vereinbarung über die Batterieentsorgung praktiziert. In der abgegebenen Erklärung, die auch heute noch gültig ist, verpflichteten sich Hersteller, Importeure und Handel, Schadstoffe in Batterien durch Entwicklung und Produktion schadstoffarmer oder schadstofffreier Batterien zu vermeiden, bestimmte schadstoffhaltige Batterien zu kennzeichnen und zurückzunehmen sowie gekennzeichnete und nicht gekennzeichnete Batterien getrennt zu entsorgen (SRU, 1991, Tz. 801 ff.; ZVEI, 1988). Zwar konnte über diese freiwillige Selbstbindung eine erhebliche Reduktion des Schadstoffgehaltes der Batterien erreicht werden, die Ergebnisse des aufgebauten Rücknahme- und Verwertungssystems der Industrie waren aber unbefriedigend. Die Rücklaufquote betrug nur – je nach Batterieart – bis zu 36 % (BMU, 1997a). Als Gründe werden die – unter anderem auf unzureichende Informationen zurückzuführende – mangelnde Aufgabenerfüllung des Handels, das nachlässige Verbraucherverhalten und das sinkende wirtschaftliche Interesse der Verwerterfirmen angeführt (FAZ vom 22.2.1996, S. 15). Insgesamt konnten die Erwartungen an die Selbstverpflichtung nicht erfüllt werden (BENZLER et al., 1995; SRU, 1994, Tz. 511).

542. Das Bundesumweltministerium hatte bereits 1992 und erneut 1994 einen Entwurf einer Verordnung zur Verwertung und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren vorgelegt, mit der die Richtlinie 91/157/EWG des Rates vom März 1991 über gefährliche Stoffe enthaltende Batterien und Akkumulatoren (EG-Batterierichtlinie) sowie die sie ergänzende Richtlinie 93/86/EWG der Kommission vom Oktober 1993 über ein europaweites Kennzeichnungssystem in nationales Recht umgesetzt werden sollten.

543. Auf diese Initiative reagierten Batteriehersteller, -importeure und -händler mit einem Vorschlag für eine zweite Vereinbarung über die Entsorgung von Batterien, in der auch die Vorgaben der EU-Richtlinie Berücksichtigung finden. Im Entwurf der vorliegenden, an das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Bundesministerium für Wirtschaft adressierten, zweiten freiwilligen Selbstbindung in Fortschreibung der am 9. September 1988 zugesagten freiwilligen Maßnahmen der Batteriehersteller, Batterieimporteure und des Handels (ZVEI, 1995) ist unter anderem vorgesehen, daß Hersteller und Importeure alle Gerätebatterien, das heißt auch die schadstoffarmen und -freien, zurücknehmen, die vom Endverbraucher über den Handel zurückgegeben werden. Zum Zwecke der privatwirtschaftlichen Entsorgung dieser Batterien sollen Hersteller und Importeure einen Pool bilden dürfen, dessen Aufgabe in der Organisation und im Betrieb der Batterieentsorgung besteht. Mit den einzelnen Leistungen (z. B. Rücknahme, Sortieren, Verwerten) sollen Dritte beauftragt werden können. Die Kosten des Pools sollen auf die Mitglieder des Pools im Verhältnis ihres Anteils am jeweiligen gewichtsmäßigen Vorjahresabsatz aufgeteilt werden. Die Refinanzierung erfolgt über die vom Handel gebildeten Batterieverkaufspreise; dabei sollen die Entsorgungskosten gegenüber dem Handel separat ausgewiesen werden, also nicht die Form einer festen Umlage haben.

Der Handel soll sich bereit erklären, nur Batterien von solchen Herstellern und Importeuren im Sortiment zu führen, die Mitglieder des Pools sind, Entsorgungskosten berechnet haben oder die Entsorgung selbst nachweislich gewährleisten. Die Sammlung der unsortierten Batterien erfolgt in Versandbehältern, die vom Pool nominierte Spediteure abholen. Die Verbraucher werden informiert, daß die Endverkaufspreise die Entsorgungskosten enthalten.

Außerdem verpflichten sich die Batteriehersteller unter anderem, bis spätestens Ende 1997 auf die Lieferung von Quecksilberoxid-Knopfzellen ganz zu verzichten und diese durch schadstofffreie Batterien zu ersetzen sowie die Kennzeichnung für schadstoffhaltige Batterien zu verbessern. Sie verpflichten sich weiter, an der Schaffung wirtschaftlich arbeitender Sortier- und Verwertungsverfahren mitzuwirken. Mit der Verfügbarkeit solcher Verfahren ist erst ab 1999 zu rechnen, bis dahin soll die Entsorgung der aussortierten, nicht verwertbaren Batterien auf Deponien erfolgen können. Über die Umsetzung und die Erfolge der freiwilligen Selbstverpflichtung soll dem Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit berichtet werden.

Das Bundeskartellamt hat gegenüber der in der zweiten Selbstverpflichtung vorgesehenen Einrichtung eines kollektiven Entsorgungs- und Verwertungspools für sämtliche, also auch schadstoffarme Batterien erhebliche kartellrechtliche Bedenken geäußert (Monopolkommission, 1996). Batterieindustrie und Handel wollen durch einen bei der EG-Kommission im Juli 1996 gestellten Antrag erreichen, daß ihr Modell nach europäischem Wettbewerbsrecht (Art. 85 Abs. 3 EGV) freigestellt und damit das deutsche Kartellverbot verdrängt wird. Die Entscheidung der Kommission steht noch aus.

544. Die Bundesregierung ist zwar bestrebt, gemäß ihrer Festlegung in der Koalitionsvereinbarung (Tz. 525) eine freiwillige Lösung zu unterstützen. Der Erlaß einer Verordnung ist dennoch erforderlich, weil Selbstverpflichtungen zur Umsetzung einer EG-Richtlinie (Tz. 542) in nationales Recht grundsätzlich nicht ausreichen. Deshalb hat die Bundesregierung nach Vorlage eines Verordnungsentwurfes vom Februar 1996 nunmehr im April 1997 den erneut überarbeiteten Entwurf einer Batterieverordnung beschlossen, der sich auf die neuen Ermächtigungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes stützt (§§ 12, 23, 24, 57 KrW-/AbfG) und der sich in dem EG-rechtlich vorgegebenen Rahmen hält, also vor allem die schadstoffhaltigen Batterien betrifft. Der Bundestag hat dem Entwurf im Juni, der Bundesrat im Oktober 1997 mit einigen Änderungen zugestimmt, so daß mit dem Inkrafttreten im Jahre 1998 gerechnet werden kann.

In Abschnitt 2 der Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren (Batterieverordnung, BattV) (BMU, 1997a) werden Rücknahme-, Verwertungs- und Entsorgungspflichten bei schadstoffhaltigen Batterien geregelt. Das Inverkehrbringen schadstoffhaltiger Batterien ist an die Bedingung geknüpft, daß der Endverbraucher gebrauchte schadstoffhaltige Batterien zurückgeben kann (§ 3). Die Hersteller sind verpflichtet, schadstoffhaltige Batterien unentgeltlich zurückzunehmen und zu verwerten sowie nicht verwertete Batterien zu beseitigen (§ 4). Die Rücknahme muß durch ein gemeinsames System der Hersteller für alle schadstoffhaltigen Batterien sichergestellt sein; die an das gemeinsame System gestellten Anforderungen sind in § 4 Abs. 2 unter Berücksichtigung der Marktbedingungen festgelegt. Damit wird die vom Bundeskartellamt erhobene Forderung nach einer markenbezogenen Rückführung, die sich noch im Verordnungsentwurf von 1996 niedergeschlagen hatte und die eine Vorsortierung durch Handel und Verbraucher erfordert hätte, aus Kosten- und Akzeptanzgründen nicht weiter verfolgt. Allerdings wird – im Ausnahmefall – die Möglichkeit des Aufbaus individueller Rücknahmesysteme für die eigenen in Verkehr gebrachten Batterien eröffnet, wenn der Rücknahmeerfolg des gemeinsamen Systems erreicht wird (§ 4 Abs. 3).

Die Vertreiber schadstoffhaltiger Batterien sind verpflichtet, diese nach Gebrauch vom Endverbraucher unentgeltlich zurückzunehmen und sie einem gemeinsamen oder einem individuellen Rücknahmesystem der Hersteller zu überlassen (§ 5). Ebenso sind die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger verpflichtet, vom privaten Endverbraucher oder von Kleingewerbetreibenden in stationären oder ortsbeweglichen Sammelstellen abgegebene Batterien unentgeltlich anzunehmen und einem Rücknahmesystem der Hersteller zuzuführen (§ 9). Der Endverbraucher ist verpflichtet, verbrauchte schadstoffhaltige Batterien an einen Vertreiber oder an Rücknahmestellen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger zurückzugeben (§ 7).

Paragraph 15 sieht vor, die Rücknahme-, Verwertungs- und Beseitigungspflichten auch auf „sonstige Batterien" (Tz. 540) auszudehnen. Begründet wird dies mit der Rechtsklarheit, mit der Erzielung besserer Rücknahmeerfolge und mit der Vermeidung des irrtümlichen Eintrags schadstoffhaltiger Batterien in den Hausmüll. Die Erfahrungen haben gezeigt, daß der Verbraucher meist nicht zwischen den beiden Batteriearten unterscheidet, was dazu führt, daß auch schadstoffhaltige Batterien in den Hausmüll gelangen. Sollten die von den Herstellern und dem Handel hierfür vorgesehenen freiwilligen Maßnahmen (Tz. 543) wirksam werden, soll die Notwendigkeit von § 15 überprüft werden.

545. Gegen die Ausdehnung der Rücknahmepflicht auch auf die schadstoffarmen Batterien, die mengenmäßig den Hauptanteil des Marktes ausmachen (Tz. 540), wird vorgebracht, es entstünden unverhältnismäßig hohe Entsorgungskosten, denen kein unmittelbarer Nutzen für die Umwelt gegenüberstehe (BENZLER et al., 1995; MICHAELIS, 1993). In der Begründung zur Batterieverordnung werden Mehrkosten in Höhe von 42 Mio. bis 188 Mio. DM pro Jahr angegeben (0,06 bis 0,28 DM pro Batterie), zu denen noch die Kosten des aufzubauenden gemeinsamen Rücknahmesystems hinzukommen.

546. Auch aus heutiger Sicht wäre eine Entsorgung der sonstigen Batterien, deren hoher Anteil am Gesamtmarkt noch zunehmen wird, im Hausmüll hinnehmbar, insbesondere bei dessen thermischer Behandlung. Gegen diese getrennte Entsorgung von schadstoffhaltigen und sonstigen Batterien wird allerdings vorgebracht, daß wegen des nachlässigen Verbraucherverhaltens (Tz. 541) nicht zu gewährleisten ist, daß keine schadstoffhaltigen Batterien mehr in den Hausmüll gelangen. Es wird aufgrund der schlechten Erfahrungen vielmehr davon ausgegangen, auch die verbesserten Kennzeichnungsvorschriften (§ 11) werden nicht verhindern können, daß weiterhin schadstoffhaltige Batterien irrtümlich in den Hausmüll gelangen, was auch bei geringen Mengen eine erhebliche Umweltbelastung bedeutet. Außerdem ist wegen des Zinkgehalts der schadstoffarmen Zink-Kohle-Batterien deren Entsorgung im Hausmüll wegen der Vorschriften der TA Siedlungsabfall nur noch vorübergehend möglich.

Als Alternativen zur allgemeinen Rücknahmepflicht werden eine Pfandregelung für schadstoffhaltige Batterien, die nach EG-Batterierichtlinie möglich ist, und die Entsorgung der sonstigen Batterien über den Hausmüll vorgeschlagen (MICHAELIS, 1993). Dieser Weg wurde auch im Abfallwirtschaftsgutachten von 1990 empfohlen (SRU, 1991, Tz. 809). Der Umweltrat sieht keinen Grund, von seiner damaligen Position abzuweichen. Die Bundesregierung hat von einer Pfandregelung, außer bei Starterbatterien, abgesehen, weil ein diesbezüglich gemeinsames Vorgehen auf EU-Ebene nicht abzusehen ist, ein nationaler Alleingang wegen des zu erhebenden sehr hohen Pfandes (in Höhe des Verkaufspreises) zu erheblichen finanziellen Belastungen der deutschen Verbraucher führen würde (BMU, 1997a) und außerdem Mißbrauch in Form eines schwunghaften Handels mit Altbatterien über die Grenzen hinweg oder mit Fälschungen befürchtet wird. Das Argument der mittel- und langfristigen Bindung von Geldern erscheint dem Umweltrat als wenig stichhaltig. Gegen den Mißbrauch müßten geeignete Maßnahmen (z. B. Kennzeichnung) ergriffen werden.

Selbstverpflichtung für eine Rücknahme und Verwertung gebrauchter graphischer Papiere

547. Das Bundesumweltministerium hatte 1992 den Entwurf einer Verordnung über die Vermeidung und Verwertung von Abfällen aus Druckerzeugnissen sowie aus Büro- und Administrationspapieren (Altpapierverordnung) vorgelegt, in dem unentgeltliche Rücknahmepflichten der Hersteller und Vertreiber solcher Papiere vorgesehen waren. Das schon während des Verordnungsgebungsverfahrens seitens der beteiligten Wirtschaftskreise angesprochene Bestreben, eine freiwillige Lösung anzubieten, führte im Jahre 1994 zur Vorlage einer Selbstverpflichtung durch die Arbeitsgemeinschaft Graphische Papiere

(AGRAPA), einem Zusammenschluß von Verbänden und Organisationen der papierherstellenden Industrie, der Papierimporteure, des Papiergroßhandels, der Druckindustrie sowie der Verleger. Das Bundesumweltministerium hat das Angebot der Wirtschaft angenommen und den Entwurf der Altpapierverordnung nicht weiter verfolgt.

548. Die Hersteller verpflichten sich unter anderem, die stoffliche Verwertung graphischer Papiere (Produktion 1996: 7,1 Mio. Tonnen) zwischen 1994 und 2000 in vier Etappen von 53 % auf 60 %, bezogen auf den Gesamtverbrauch, zu erhöhen und recyclingfreundliche Stoffe einzusetzen, die eine Verwertung nicht behindern – soweit dies möglich ist. Die Hauptverpflichtung der Verleger und der Druckindustrie besteht darin, soweit technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar, zunehmend altpapierhaltige Papiere einzusetzen und diesbezüglich auf ihre Auftraggeber einzuwirken. Importeure und Papiergroßhandel sagen zu, auf ihre Lieferanten einzuwirken, soweit technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar, mehr Altpapier einzusetzen, und der Papiergroßhandel verpflichtet sich zur Förderung des Vertriebs altpapierhaltiger Papiere.

Des weiteren enthält die Selbstverpflichtung der Arbeitsgemeinschaft Graphische Papiere die Pflicht, daß die „graphische Papierkette" den entsorgungspflichtigen Körperschaften oder deren beauftragten Dritten beratend zur Verfügung steht, um eine kostengünstige und qualitätssichernde Erfassung, Vermarktung und Verwertung zu fördern. Mit Modellversuchen soll geklärt werden, unter welchen Sammel-, Erfassungs- und Verwertungsbedingungen die umweltpolitische Zielsetzung der Bundesregierung am kostengünstigsten erreicht und damit ein Beitrag zur Entlastung der Kommunen geleistet werden kann. Schließlich soll ein „Altpapierrat" die Umsetzung überwachen und die Erfolge kontrollieren (BENZLER et al., 1995; o.V., 1994).

549. Eine abschließende Bewertung und Bilanzierung der Wirksamkeit dieser Selbstverpflichtung ist noch nicht möglich. Die vorzeitige Einhaltung der Verwertungsquote von 60 % beziehungsweise deren Überschreitung um 20 % (BMU, 1997b) reicht als alleiniger Erfolgsmaßstab nicht aus. Möglicherweise wurde lediglich versprochen, was unter den üblichen Marktbedingungen der Altpapierverwertung ohnehin zu erwarten ist. Der Auffassung des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung (BENZLER et al., 1995), die Umweltwirksamkeit der Selbstverpflichtung werde dadurch begrenzt, daß die Beteiligten weitreichende Vorbehaltsklauseln formuliert hätten und eine Produktverantwortung im engeren Sinne nicht übernommen werde, schließt sich der Umweltrat an.

Selbstverpflichtung zur umweltgerechten Verwertung von Bauabfällen

550. Die gegenwärtige Datenlage läßt eine zuverlässige und differenzierte Ermittlung des Aufkommens an Bauabfällen in Deutschland nicht zu. Zum einen erschwert die statistische Erhebungspraxis, zum anderen die uneinheitliche Definition von Bauabfällen ein schlüssiges Mengengerüst (BDE, 1996). Die jüngsten vorliegenden statistischen Daten betreffen das Erhebungsjahr 1993. Seit 1996 werden die wichtigsten Abfalldaten jährlich ermittelt (davor alle drei Jahre).

Das Aufkommen an Bauschutt, Bodenaushub, Straßenaufbruch und Baustellenabfällen betrug 1993 gemäß amtlicher Statistik etwa 143,1 Mio. t (Statistisches Bundesamt, 1997). Das sind etwa 7 % mehr als im Jahre 1990. Der größte Anteil entfällt auf das Baugewerbe (90 %). Mengenmäßig bedeutendste Abfallgruppe ist der Bodenaushub (ca. 71 %), gefolgt von Bauschutt (ca. 19 %), Straßenaufbruch (8 %) und Baustellenabfällen (1 %); auf die Gruppe Bauschutt und Erdaushub mit schädlichen Verunreinigungen entfällt lediglich ein Anteil von weniger als 1 %. Das tatsächliche Aufkommen an gebrauchten mineralischen Baustoffen wird wesentlich höher geschätzt. In einer Hochrechnung von BILITEWSKI et al. (1995) wird von einer Menge von ca. 285 Mio. t für das Jahr 1992 ausgegangen.

Bisher wird der größte Teil der Bauabfälle abgelagert. Um den Anforderungen des Kreislaufwirtschaftsgesetzes gerecht zu werden, hat das Baugewerbe, vertreten durch den Zentralverband des Deutschen Baugewerbes und acht am Bau beteiligte Wirtschaftszweige und Verbände, zusammengeschlossen in der Arbeitsgemeinschaft Kreislaufwirtschaftsträger Bau (KWTB), im November 1996 gegenüber der Bundesregierung eine Selbstverpflichtungserklärung abgegeben. Nicht beteiligt sind große, im Hauptverband der Deutschen Bauindustrie organisierte Bauunternehmen, die allerdings eigene Verwertungsstrategien entwickeln. In der Selbstverpflichtung des Baugewerbes verpflichten sich die Beteiligten, der Entstehung von Bauabfällen entgegenzuwirken, entstehende Bauabfälle im Wirtschaftskreislauf zu halten und die Beseitigung von Bauabfällen auf das unumgänglich notwendige Maß zu beschränken. Die Kernzusage besteht darin, die Ablagerung von verwertbaren Bauabfällen, bezogen auf das Bauvolumen in DM, gegenüber dem Stand von 1995 bis zum Jahre 2005 auf die Hälfte zu reduzieren. Maßnahmen zur Erreichung dieses Ziels sind im einzelnen unter anderem in den Bereichen Beratung und Information der bau- und rückbauausführenden Wirtschaft, Förderung von Forschung und Entwicklung von Maßnahmen zur Abfallvermeidung, -trennung, -sortierung und -verwertung sowie zur Qualitätssicherung und Schaffung erweiterter Anwendungsbereiche von Recycling-Baustoffen und Qualifizierung der am Bau beteiligten Berufsgruppen vorgesehen. Ein von der KWTB zu bildender Beirat, dem auch Vertreter aus Politik und Wissenschaft angehören sollen, übernimmt die Überwachung und wissenschaftliche Begleitung der Verpflichtungen, dokumentiert das Geleistete und erstattet dem Bundesumweltministerium nach Ablauf eines jeden Jahres Bericht.

551. Das Bundesumweltministerium geht davon aus, daß durch die Umsetzung der Selbstverpflichtung jährlich bis zu 23 Mio. Tonnen Bauabfälle verwertet und damit die Deponien um diese Menge entlastet werden. Allerdings zeichnet sich nach Ansicht

des Zentralverbandes des Deutschen Baugewerbes in letzter Zeit bei der Aufbereitungsmenge eine Stagnation ab, die mit immer noch mangelnder Akzeptanz aufbereiteter Baustoffe und mit der von den freien Deponiekapazitäten ausgehenden Sogwirkung für Bauschutt zusammenhängt (Handelsblatt vom 24. November 1997). Es bleibt also abzuwarten, ob von der Selbstverpflichtung langfristig eine Entlastung der Deponien im vorgesehenen Umfang ausgehen wird und ob sich Recyclingbaustoffe am Markt stärker als bisher durchsetzen können. Außerdem sollte darauf hingewirkt werden, daß auch von den großen Bauunternehmen bekannt ist, in welcher Weise sie die Erfüllung abfallwirtschaftlicher Zielsetzungen anstreben und wie sie eine größtmögliche Verwertbarkeit der anfallenden Bauabfälle erreichen wollen.

3.1.4.3.3 Verpackungsverordnung und das System „Grüner Punkt"

Verpackungsverordnung

552. Die zunehmenden Abfallmengen aus Verpackungen seit Ende der fünfziger Jahre bis Ende der achtziger und Anfang der neunziger Jahre sowie die negativen Erfahrungen aus den freiwilligen Vereinbarungen insbesondere im Bereich der Getränkeverpackungen (Tz. 521 ff.) führten im Jahre 1991 zur Verabschiedung der Verordnung über die Vermeidung von Verpackungsabfällen (VerpackV). Es galt, eine jahrelange Abwehrhaltung in der Wirtschaft zu brechen.

Um die in § 1 VerpackV genannten Ziele, Verpackungen dadurch zu vermeiden, daß sie

- nach Volumen und Gewicht auf das notwendige Maß beschränkt werden,
- so beschaffen sind, daß sie wieder gefüllt werden können, soweit dies technisch möglich und zumutbar ist,
- stofflich verwertet werden, soweit die Voraussetzungen für eine Wiederbefüllung nicht vorliegen,

zu verwirklichen, werden Hersteller und Vertreiber von Transport-, Um- und Verkaufsverpackungen verpflichtet, diese zurückzunehmen und einer erneuten Verwendung oder stofflichen Verwertung außerhalb der öffentlichen Abfallentsorgung zuzuführen. Für Getränkeverpackungen, Verpackungen von Wasch- und Reinigungsmitteln und Dispersionfarben ist ein Pfand zu erheben, um die Rückgabe durch die Endverbraucher sicherzustellen (§§ 7, 8 VerpackV). Während sich Hersteller und Vertreiber von Transport- und Umverpackungen der Rücknahmepflicht nicht entziehen können, sieht die Verpackungsverordnung für Verkaufsverpackungen eine Freistellung von der individuellen Pflicht zur Rücknahme und zur Pfanderhebung dann vor, wenn sich die beteiligten Wirtschaftskreise an einem Entsorgungssystem beteiligen, das eine regelmäßige Abholung gebrauchter Verkaufsverpackungen beim Endverbraucher oder in dessen Nähe in ausreichender Weise gewährleistet (§ 6 Abs. 3 VerpackV) und wenn durch das System bestimmte Erfassungs- und Sortierquoten erfüllt werden.

Seit 1. Juli 1995 gelten die in der Verordnung von 1991 festgelegten endgültigen Erfassungs- und Sortierquoten. Die Erfassungsquote beträgt für alle Verpackungsmaterialien 80 %; sie gibt den Mindestanteil in Gewichtsprozent aller in Verkehr gebrachter Verkaufsverpackungen an, der erfaßt und einer Sortierung zugeführt werden muß. Von dieser erfaßten Menge sind wiederum jeweils mindestens 90 % der Materialien Glas, Weißblech und Aluminium und jeweils mindestens 80 % der Materialien Pappe, Karton, Papier, Kunststoff und Verbunde auszusortieren und einer Verwertung zuzuführen. Zusätzlich sieht die Verpackungsverordnung eine Freistellung von der Rücknahme- und Pfandpflicht bei Getränkeverpackungen nur dann vor, wenn der durchschnittliche Anteil an Mehrwegverpackungen im Geltungsbereich des Abfallgesetzes nicht unter 72 % sinkt (§ 9 Abs. 2 VerpackV).

553. Die Wirtschaft hat auf die in der Verordnung gestellten Anforderungen unterschiedlich reagiert. Die Umsetzung der seit dem 1. Dezember 1991 geltenden Rücknahmepflicht für Transportverpackungen (z. B. Fässer, Holzpaletten, Kartons) bereitete relativ geringe Probleme. Ein beachtlicher Teil dieser Verpackungen wurde auch schon vor Inkrafttreten der Verpackungsverordnung erfaßt und entweder wieder eingesetzt (Mehrweg) oder verwertet. Die rücknahmepflichtigen Lieferanten von Transportverpackungen können sich durch die Beauftragung Dritter, die für sie die Rücknahme und Verwertung übernehmen, befreien (§ 11 VerpackV). Für diese Dienste werden Rücknahmesysteme von verschiedenen Unternehmen (z. B. Interseroh AG, Resy GmbH) angeboten.

Im Bereich der Umverpackungen (zusätzliche Verpackungen um die eigentliche Verkaufsverpackung, vorwiegend zum Zwecke der Werbung oder Selbstbedienung) hat der Handel die ab dem 1. April 1992 geltende Rücknahmepflicht dadurch erfüllt, daß er in seinen Geschäften Möglichkeiten für die Käufer geschaffen hat, die Umverpackungen an Ort und Stelle kostenlos zu hinterlassen. Sie werden dann über die Rückführungslogistik für Transportverpackungen entsorgt. Gelangen die Umverpackungen in die privaten Haushalte, werden sie wie Verkaufsverpackungen behandelt.

Die von der Verpackungsverordnung prinzipiell auch für Verkaufsverpackungen vorgeschriebene individuelle, ab 1. Januar 1993 geltende Rücknahmepflicht hätte die Hersteller, insbesondere aber den Handel, vor erhebliche Probleme im gesamten Bereich der Rückführungslogistik gestellt und entsprechend hohe Kostenbelastungen hervorgerufen. Das in der Verordnung gesetzte Signal, sich der individuellen Verpflichtung durch freiwillige Beteiligung an einem kollektiven Entsorgungssystem entziehen zu können, führte dazu, daß im September 1990 von Vertretern des Handels, der verpackenden Industrie, der Verpackungswirtschaft und der Vormaterialhersteller unter der Schirmherrschaft des Bundesverbandes der Deutschen Industrie und des Deutschen Industrie- und Handelstages die Trägergesellschaft „Der Grüne Punkt Duales System Deutschland Gesellschaft für Abfallvermeidung und Sekundärrohstoffgewinnung mbH" gegründet wurde (Duales System Deutschland GmbH, 1995; HECHT und WERBECK, 1994; MICHAELIS, 1993). Ziel des Systems „Grüner

Punkt" ist es, den privatwirtschaftlichen Teil des dualen Entsorgungssystems in Deutschland zum Zweck der Vermeidung von Verpackungsabfall zu organisieren und zu betreiben (Tz. 556 ff.).

554. Seit Inkrafttreten der Verpackungsverordnung und nach Einrichtung des Operationalisierungssystems „Grüner Punkt" haben sich die Verkaufsverpackungsmengen verringert und die Verwertungsmengen erhöht (Tz. 558). Um die erzielten Fortschritte abzusichern, festgestellte Schwachstellen auszuräumen, die Verwertungsanforderungen anhand der Grundsätze der §§ 4 bis 6 des inzwischen in Kraft getretenen Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes zu überprüfen, und nicht zuletzt, um die EG-Richtlinie 94/62 über Verpackungen und Verpackungsabfälle umzusetzen, hat die Bundesregierung im November 1996 einen Entwurf zur Novellierung der Verpackungsverordnung verabschiedet.

Der Anwendungsbereich umfaßt nunmehr – entsprechend der EG-Verpackungsrichtlinie – grundsätzlich alle Verpackungen, insbesondere werden auch Verkaufsverpackungen schadstoffhaltiger Füllgüter aufgenommen (§ 3 Abs. 6). Außerdem werden einige Begriffe aufgrund der Vorgaben der EG-Richtlinie und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes neu bestimmt (z. B. Verpackungsbegriff, Verkaufs-, Um- und Transportverpackungsabgrenzung, Hersteller, Vertreiber, Abgrenzung des Tätigkeitsbereichs privates System).

In § 6 werden die Verwertungsanforderungen teilweise neu festgelegt. Damit soll den Ergebnissen von Untersuchungen über die Umweltverträglichkeit einzelner Verwertungsverfahren Rechnung getragen werden, nach denen eine stärkere Differenzierung nach einzelnen Verpackungsmaterialien erforderlich ist (Arbeitsgemeinschaft Kunststoffverwertung, 1995; UBA, 1994a). Tabelle 3.1.4-1 weist die Mengen an Verkaufsverpackungen in Gewichtsprozent aus, die ab 1. Januar 1998 im Jahresmittel einer stofflichen Verwertung zugeführt werden sollen. Berechnungsgrundlage für die quantitativen Vorgaben von dualen Systemen soll künftig jeweils die Menge an Verkaufsverpackungen sein, die bundesweit in ein System aufgenommen wurde.

Tabelle 3.1.4-1

Quoten für die Zuführung zu stofflichen Verwertung (in Gewichtsprozent)

Material	ab 1. Januar 1998
Glas	75 % (bisher 72 %)
Weißblech	70 % (bisher 72 %)
Aluminium	60 % (bisher 72 %)
Papier, Pappe, Karton	70 % (bisher 64 %)
Verbunde[1])	60 % (bisher 64 %)

[1]) fakultativ durch eigenen Verwertungsweg oder durch repräsentative Stichprobennachweise in einem Hauptmaterialverwertungsweg

Quelle: BMU, 1997c; verändert

Für Kunststoffe gilt eine allgemeine Verwertungsquote von 50 % ab 1996 und von 60 % ab 1998, wobei für mindestens 40 % dieser Verwertungsquoten eine ökologisch vorteilhaftere werkstoffliche Verwertung gefordert wird.

Zum Schutz der Mehrweggetränkeverpackungen wird am Instrument der Pfandpflicht grundsätzlich festgehalten, wenn die Mehrwegquote in Höhe von 72 % unterschritten wird. PE-Schlauchbeutelverpackungen für pasteurisierte Konsummilch werden wegen ihrer ökologischen Vorteilhaftigkeit in den schützenswerten Anteil von Mehrwegverpackungen aufgenommen, der von 17 % auf 20 % erhöht wird.

Zentrales Anliegen der Novelle ist die Schaffung von gleichen Wettbewerbsbedingungen für alle Hersteller und Vertreiber. Das bedeutet, daß auch diejenigen, die sich bisher nicht an einem im Entsorgungsgebiet flächendeckenden, kollektiven Sammel- und Verwertungssystem beteiligen (sog. Selbstentsorger), künftig die gleichen Anforderungen an die Verwertung erfüllen müssen. Damit soll dem sogenannten Trittbrettfahren Einhalt geboten und gleichzeitig der Zielvorgabe der EG-Richtlinie, alle Verpackungen einzubeziehen, Rechnung getragen werden. Der Förderung des Wettbewerbs soll auch die Regelung dienen, wonach als Berechnungsgrundlage für die quantitativen Vorgaben von privaten Systemen künftig jeweils die Menge an Verkaufsverpackungen gelten soll, die in ein System eingebracht wird, und nicht mehr die Gesamtverbrauchsmenge in Deutschland. Damit sollen die Voraussetzungen für die Schaffung alternativer Systeme verbessert werden. Schließlich soll der Wettbewerb im Entsorgungsbereich dadurch gefördert werden, daß die Träger privater Systeme die Vergabe von Entsorgungsleistungen so ausschreiben sollen, daß Wettbewerb ermöglicht wird, und sie sich verpflichten müssen, die Entsorgungskosten differenziert nach Verpackungsmaterialien offenzulegen. Diese wettbewerbsfördernden Elemente werden auch von der Monopolkommission (1996) begrüßt.

555. Der Bundesrat hat diesen Novellierungsentwurf, der im Dezember 1996 vom Bundestag gebilligt worden ist, im April 1997 abgelehnt. Eine daraufhin überarbeitete Fassung, in der die Anliegen der Länder stärker berücksichtigt werden sollten, ist am 21. Mai 1997 von der Bundesregierung verabschiedet worden. Es handelte sich im wesentlichen um folgende Änderungen beziehungsweise Ergänzungen:

- Die in der noch geltenden Fassung von 1991 enthaltene Vorschrift, nach der eine Pflicht zur Abstimmung dualer Systeme mit bestehenden Einrichtungen der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger besteht, werden wieder aufgenommen (Anhang I Nr. 3 Abs. 1).

- Regelungen zur freiwilligen Kennzeichnung von Verpackungen werden vorgesehen (§ 14), die das Sammeln, Wiederverwenden und Verwerten von Verpackungen erleichtern und die Harmonisierung der Verpackungskennzeichnung in der EU ermöglichen sollen.

- In drei zeitlichen Abstufungen werden Summengrenzwerte für die Konzentration von Schwermetallen (Blei, Cadmium, Quecksilber und ChromVI) in Verpackungen und Verpackungsbestandteilen festgelegt, bei deren Überschreiten das Inverkehrbringen verboten ist (§ 13).
- Betreiber dualer Systeme haben künftig sicherzustellen, daß für die in das System aufgenommenen Verpackungen ein Verwertungskonzept vorhanden ist, das den Anforderungen der Verordnung entspricht (Anhang I Nr. 3 Abs. 3 Nr. 1).
- Schließlich wird klargestellt, daß für Verpackungen, die keiner Verwertungspflicht unterliegen, weil eine Verwertung technisch nicht möglich oder wirtschaftlich nicht zumutbar ist, die Überlassungspflicht an die öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger gemäß § 13 Abs. 1 Satz 2 KrW-/AbfG besteht.

Mittlerweile sind weitere Änderungsanträge verschiedener Länder hinzugekommen, die den Abstimmungsprozeß zwischen Bund und Ländern erschweren und eine endgültige Einigung verzögern, so daß ein Beschluß der Novelle in der laufenden Legislaturperiode nicht mehr gewährleistet ist.

Das System „Grüner Punkt" als besonderes Beispiel einer abfallbezogenen Selbstverpflichtung

556. Beim System „Grüner Punkt" handelt es sich im Grunde genommen um einen abfallwirtschaftlichen Anwendungsfall des umweltpolitischen Instruments Selbstverpflichtung im Gefolge der Verpackungsverordnung. Das privatwirtschaftliche Entsorgungssystem „Grüner Punkt" übernimmt für einen Teil der gesamten Siedlungsabfälle, nämlich die Verkaufsverpackungen, die Erfassung und Verwertung, während die Zuständigkeit für die Entsorgung des Restmülls aus privaten Haushalten bei den entsorgungspflichtigen Körperschaften verbleibt. Damit wurde für einen Teilbereich erstmals ein duales flächendeckendes Bewirtschaftungssystem in der Abfallwirtschaft eingeführt. Da sich die Trägergesellschaft zur Organisation der privatwirtschaftlichen Erfassung und Verwertung von Verkaufsverpackungen als „Duales System Deutschland" bezeichnet, entstehen in der öffentlichen Diskussion Irritationen im Hinblick auf die Verwendung des Begriffes „Duales System". Um dem aus dem Wege zu gehen, empfiehlt es sich, vom System „Grüner Punkt" zu sprechen, wenn die privatwirtschaftliche Entsorgung von Verkaufsverpackungen gemeint ist, und den Begriff „Duales System" oder „Duale Abfallwirtschaft" zur Bezeichnung des allgemeinen Bewirtschaftungsprinzips zu verwenden, wie es im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz angelegt ist (Tz. 435 ff.).

Duales „Bewirtschaften" von Abfällen ist auch nicht erst neuerdings erfunden worden. Vielmehr gibt es seit langem privatwirtschaftliche Einzelaktivitäten (Schrott- und Altpapierhändler, Lumpensammler etc.), um dem Abfallstrom Wertstoffbestandteile zu entziehen; auch haben sie mehr als lediglich Verpackungsmaterialien umfaßt (HANSMEYER, 1993). Im politischen Bereich begann die Diskussion über ein Modell der dualen Abfallwirtschaft Anfang 1990 auf der Grundlage einer Studie von EWRINGMANN et al. (1990). Das vorgeschlagene Modell sah vor, daß Wertstoffe als Wirtschaftsgut in den Zuständigkeitsbereich der Privatwirtschaft fallen und von ihr nach Aufbau einer flächendeckenden Sammlungs- und Verwertungslogistik verwertet werden, während der Restmüll nach dem Abfallgesetz unter der Hoheit der entsorgungspflichtigen Körperschaften verbleiben soll (LAMBSDORFF, 1990).

557. Der Umweltrat hat sich im Abfallwirtschaftsgutachten zur Problematik einer dualen Abfallwirtschaft aus ökonomischer Sicht (SRU, 1991, Tz. 426 f.) und aus abfallwirtschaftlicher Sicht im Hinblick auf die verstärkte Durchsetzung der Vermeidung und Verwertung geäußert (ebd., Tz. 861 f.), ohne zu diesem frühen Zeitpunkt zu einer abschließenden Bewertung kommen zu können. Er sah jedoch in dem Modell einen interessanten Ansatz, dessen Praktikabilität und Wirksamkeit näher geprüft werden sollte (ebd., Vorwort Tz. 7).

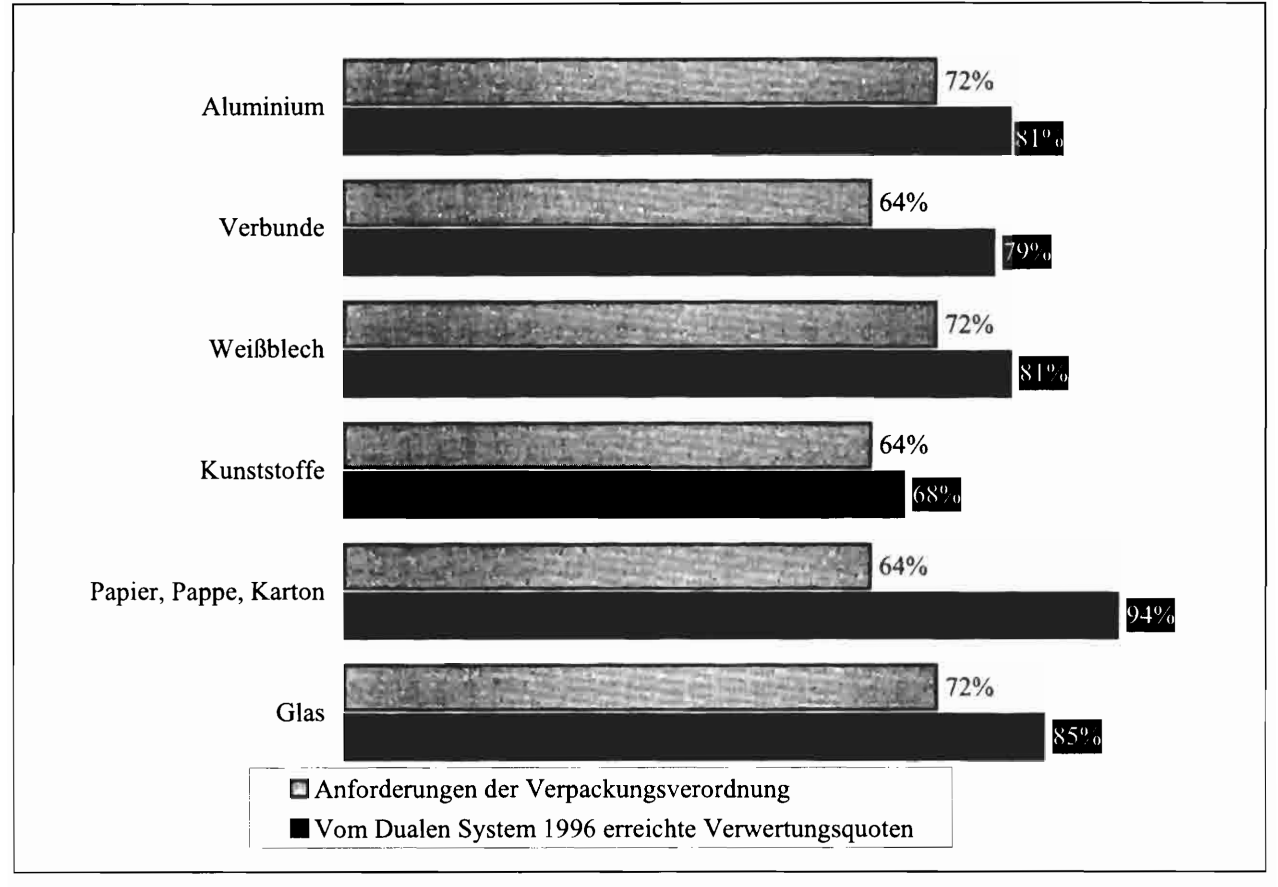
In den späteren Umweltgutachten ist der Ansatz, Teile der Abfallwirtschaft zu privatisieren, zwar nicht grundsätzlich behandelt worden. Auf die im Zusammenhang mit der Verpackungsverordnung und dem auf ihr beruhenden Sammel- und Rücknahmesystem „Grüner Punkt" stehenden abfallpolitischen Entwicklungen wurde aber jeweils eingegangen (SRU, 1996, Tz. 390, 418; SRU, 1994, Tz. 505 ff.). Der beschrittene Weg einer Kombination von Rücknahmepflichten und Verwertungsquoten und der damit verbundenen Organisation der Verpackungserfassung und -verwertung durch das System „Grüner Punkt" ist – jedenfalls auf kurze bis mittlere Sicht – als umweltpolitisch notwendige Maßnahme bewertet worden. Gleichwohl hat der Umweltrat nachdrücklich auf die Mängel des Systems hingewiesen und ordnungspolitische Bedenken zum Ausdruck gebracht. Fünf Jahre nach bundesweiter Aufnahme der Arbeit durch das System stellt sich erneut die Frage, ob die inzwischen vorliegenden Erfahrungen ausreichen, um eine abschließende Beurteilung abgeben zu können.

Im Mittelpunkt der Auseinandersetzungen, die sich jüngst durch die Kontroverse um die Novellierung der Verpackungsverordnung wieder verschärft haben, steht die Frage nach dem Verhältnis zwischen dem Nutzen für die Umwelt und der gesamtwirtschaftlichen Belastung. Neben diesen Effizienzüberlegungen spielen wettbewerbsrechtliche Bedenken und Akzeptanzfragen eine Rolle.

558. Erklärtes Ziel der Verpackungsverordnung ist die Vermeidung und Verwertung von Verpackungsabfall. Die Aufgabe des freiwilligen Steuerungssystems „Grüner Punkt" besteht darin, die in der Verordnung festgelegten Anforderungen an die Verwertung, also die in der Verordnung vorgegebenen Quoten für Verpackungsabfälle, zu erfüllen. Nimmt man diese Quoten als Meßlatte für den Erfolg des Systems, kann angesichts ihrer Übererfüllung für alle Verpackungsmaterialien kaum Zweifel an seiner Leistungsfähigkeit geäußert werden (Abb. 3.1.4-1). Laut Mengenstromnachweis 1996 haben die Bundesbür-

Abbildung 3.1.4-1

Anforderungen der Verpackungsverordnung an die Verwertung und 1996 erreichte Verwertungsquoten nach einzelnen Verpackungsmaterialien



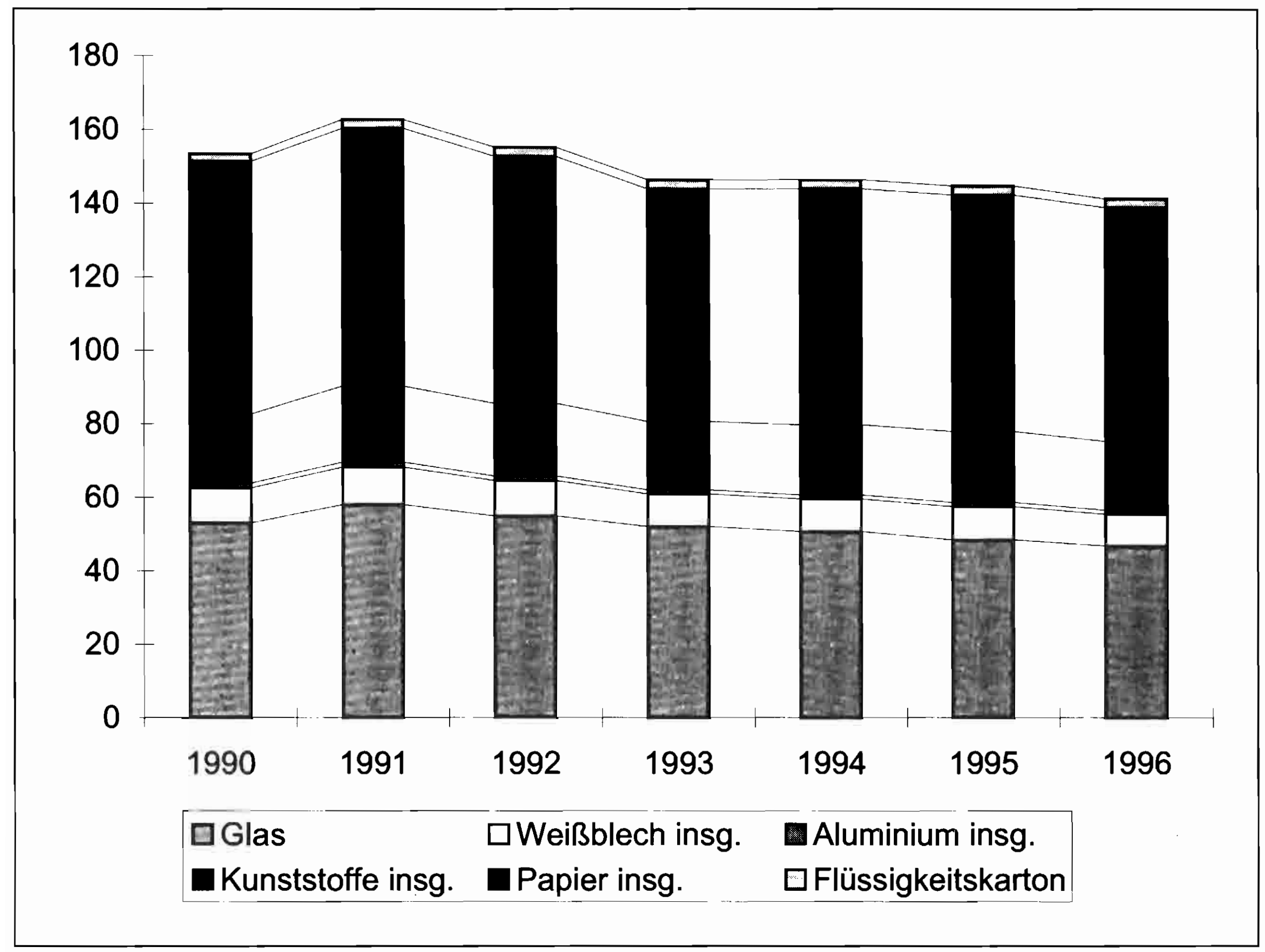
Quelle: Duales System Deutschland, 1997

ger 86 % der Verkaufsverpackungen (ca. 5,5 Mio. t) nach Gebrauch in die „Gelbe Tonne" geworfen. Aus diesem Sammelaufkommen wurden ca. 5,3 Mio. t Wertstoffe aussortiert und der Verwertung zugeführt. Der vorläufige Gesamtverbrauch an quotierten Verpackungen lag im Jahr 1996 bei 11,556 Mio. t und hat damit im Vergleich zu 1991 um ca. 11 % abgenommen. Die Pro-Kopf-Verbräuche an quotierten Verkaufsverpackungen weisen seit 1991 einen kontinuierlichen Rückgang aus (Abb. 3.1.4-2). Damit wurde der seit den fünfziger Jahren anhaltende Trend einer kontinuierlichen Zunahme der Verpackungsmenge gebrochen. Diesen Erfolg aber allein Wirkungen zuzurechnen, die durch die Verpackungsverordnung und ihrer Operationalisierung über das System „Grüner Punkt" bei Produzenten, im Handel, beim Endverbraucher und auf der Entsorgungsseite ausgelöst worden sind, ist offenbar nicht gerechtfertigt. Zwar sind Reaktionen, etwa auf der Packmittelherstellerseite und bei den Verpackern, in Form von Materialeinsparungen und Materialsubstitutionen sowie Produktveränderungen nicht von der Hand zu weisen. Eine Verminderung der Einsatzgewichte bei Verpackungen wird allerdings aus wirtschaftlichen Überlegungen schon immer angestrebt, und die anfänglichen Erwartungen, daß große Substitutionsbewegungen ausgelöst würden, scheinen sich nicht zu erfüllen (GVM, 1997; STAUDT et al., 1997). Außerdem sind andere für die Entwicklung des Verpackungsverbrauchs relevante Faktoren zu beachten, wie konjunkturelle Einflüsse, veränderte Nachfragestrukturen, veränderte Produkte oder Konsumgewohnheiten. Sie können in die gleiche Richtung, aber auch gegenläufig wirken. Eine Quantifizierung der jeweiligen Anteile ist aber wegen recht komplexer Wechselwirkungen nicht durchführbar. Ein gewisser Beitrag der Verpackungsverordnung und des vorwiegend der Verwertungslogik folgenden Systems „Grüner Punkt" zur Vermeidung potentieller Abfälle aus Verkaufsverpackungen ist aber nicht von der Hand zu weisen (BENZLER et al., 1995). Als Folge dieser Reduzierung des Verpackungsabfalls geht auch die zu beseitigende Restmüllmenge – verstärkt seit 1994 – zurück.

Der Erfolg auf der Mengenseite wird auch im europäischen Ausland weitgehend anerkannt. Dies führt teilweise dazu, sich beim Aufbau vergleichbarer Systeme am „Grünen Punkt" zu orientieren (DSD, schriftl. Mitteilung).

Abbildung 3.1.4-2

Verpackungsverbrauch Privat und Kleingewerbe
– nur quotierte Verpackungen –
Pro-Kopf-Verbrauch 1990–1996 in kg/Einwohner / 1996 Vorausschätzung



Quelle: GVM, 1997

559. Dennoch wird in letzter Zeit häufiger Kritik an den vom System verursachten volkswirtschaftlichen Kosten in der Weise geäußert, daß diese, gemessen am ökologischen Erfolg, den man nicht nur an den reduzierten Verpackungsmengen, sondern auch an den Veränderungen der Umweltqualität insgesamt ablesen müsse, unverhältnismäßig hoch seien. Als Ursache der mangelnden ökonomischen Effizienz werden die von der Verordnung vorgegebenen Verwertungsquoten gesehen. Sie hätten zum Aufbau von ökologisch zum Teil fragwürdigen Sortier- und Verwertungskapazitäten geführt, die vom Markt so nicht realisiert worden wären (BENZLER et al., 1995). STAUDT et al. (1997) sehen aufgrund der planwirtschaftlichen Elemente der Verpackungsverordnung das Entstehen eines Systems mit monopolistischen Strukturen und Materialkartellen. Die Entsorgungswirtschaft sei zu gigantischen Investitionen verlockt worden. Damit die aufgebauten Kapazitäten auch ausgelastet werden könnten, müsse man zwangsläufig am System und den Quoten festhalten.

560. Der Umweltrat hat sich zur Problematik der Verwertungsquoten im Umweltgutachten 1996 geäußert und sie mit der aus ökonomischer Sicht konsequenteren Alternative verglichen, nämlich der Korrektur der Abfallbeseitigungspreise um die ökologischen Kosten. Zwar wird die Anlastung der mit den verschiedenen Entsorgungswegen verbundenen Kosten langfristig als der überlegene Weg angesehen, aber gleichzeitig darauf hingewiesen, daß auch bei einer dann erforderlichen Schätzung der ökologischen Kosten Fehler nicht auszuschließen sind und eine richtige und differenzierte Kostenanlastung auf absehbare Zeit nicht zu erwarten ist. Deshalb ist aus Umweltsicht die Second-best-Lösung zu akzeptieren, nämlich die Vorgabe von Verwertungsquoten, allerdings unter dem Vorbehalt ihrer laufenden Überprüfung und Anpassung (SRU, 1996, S. 166 f.). Auch die Monopolkommission erkennt in den Quotenvorgaben eine Second-best-Lösung. Ohne diese Vorgaben würde jeder Zwang zu einem umweltschonenden Verfahren fehlen. Der zunehmende Aufbau von Verwertungskapazitäten sowie die entstandenen Wert-

stoffmärkte machten es allerdings möglich, die Quotenvorgaben schrittweise zu lockern. Die im Novellierungsentwurf der Verpackungsverordnung modifizierten Verwertungsanforderungen trügen dem Rechnung. Das Absenken der quantitativen Vorgaben und die Einschränkung des Gebotes der stofflichen Verwertung vergrößerten den Spielraum für die Nutzung von ökonomisch effizienteren Verwertungsalternativen. Um dem vorrangig abfallpolitischen Ziel der Vermeidung von Abfällen innerhalb des gewählten Auflagensystems Rechnung tragen zu können, empfehle es sich jedoch, die Verwertung insgesamt schrittweise mit den bisher nicht berücksichtigten externen Kosten der Umweltnutzung zu belasten (Monopolkommission, 1996).

561. In der Diskussion um die ökologische Wirksamkeit und ökonomische Effizienz der Verwertung von Verkaufsverpackungen steht vor allem die Behandlung der Verkaufsverpackungen aus Kunststoff im Vordergrund. Während in den Verpackungsbereichen Papier/Pappe/Karton, Glas, Weißblech und Aluminium durch Inkrafttreten der Verpackungsverordnung und Einführung des Systems „Grüner Punkt" vergleichsweise geringe Veränderungen und Anpassungen im Verwertungsbereich ausgelöst wurden, vollzog sich im Kunststoffbereich ein Neustrukturierungsprozeß, der noch nicht abgeschlossen ist (STAUDT et al., 1997). Der Haupteinwand betrifft die hohen Kosten, die mit der jetzt praktizierten aufwendigen, getrennten Sammlung, Sortierung und Verwertung aller Kunststoffverpackungen verbunden sind. Sie stünden in keinem Verhältnis zum Nutzen für die Umwelt. Denn nur für die – ökologisch sinnvolle – werkstoffliche Verwertung sei die kostenträchtige getrennte Sammlung und Sortierung durch das System „Grüner Punkt" gerechtfertigt. Für die rohstoffliche und thermisch-energetische Verwertung dagegen sei die bisherige Vorgehensweise unwirtschaftlich. Die Verbrennung dieser Massenkunststoffe in vorhandenen modernen Müllverbrennungsanlagen sei wirtschaftlicher und im Vergleich zu den meisten rohstofflich-energetischen Verwertungsverfahren nicht mit Nachteilen für die Umwelt verbunden. Vorgeschlagen wird deshalb eine separate Kennzeichnung und Sammlung der werkstofflich zu verwertenden Fraktion in Bringsystemen. Die restliche Hauptmenge sollte gemeinsam mit dem Hausmüll entsorgt und in modernen Abfallverbrennungsanlagen, wo diese vorhanden sind, verbrannt werden (BUCHNER, 1996).

In die gleiche Richtung zielt die im Rahmen der Auseinandersetzung um die Novelle der Verpackungsverordnung von Teilen der Opposition eingebrachte Initiative zur Kosteneinsparung des Systems „Grüner Punkt". Kosten in Höhe von rund 1 Mrd. DM könnten dadurch eingespart werden, daß kleine Kunststoffverpackungen nicht mehr erfaßt, sondern gemeinsam mit dem Hausmüll entsorgt werden (Handelsblatt vom 23. Juni 1997, 17. Juni 1997; VAHRENHOLT, 1997).

Gegen die Errichtung eines gesonderten Systems für werkstofflich sinnvoll verwertbare Kunststoffe und die Entsorgung bestimmter Kunststoffverpackungen über den Hausmüll werden grundsätzliche Erwägungen und Akzeptanzargumente vorgetragen. Grundsätzlich verstoße eine solche Strategie gegen das Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, stelle das Grundprinzip einer Kreislaufwirtschaft in Frage und öffne der Verbrennung Tür und Tor. Bezüglich der Akzeptanz wird angeführt, daß die Bürger trotz besonderer Kennzeichnung mit einer weiteren Trennung und Sammlung für bestimmte Kunststoffverpackungen überfordert würden und der dann zunehmende Anteil von Fehlwürfen zusätzliche Kosten verursache. Außerdem würde die Müllverbrennung von weiten Kreisen der Bevölkerung nach wie vor abgelehnt.

562. Bei dieser Auseinandersetzung geht es um die grundsätzliche Frage, ob von der generellen Rangfolge Vermeidung vor Verwertung vor Beseitigung abgewichen werden kann, ohne die ökologisch ausgerichtete Abfallpolitik in Frage zu stellen. Der Umweltrat ist auf diese Problematik ausführlich in seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft eingegangen und hat auf die Relativität dieser Prioritätensetzung hingewiesen (SRU, 1991, Abschn. 4.1). Zur konkreten und systematischen Abwägung zwischen alternativen Möglichkeiten der Entsorgung hat er das Konzept der Lastpakete (auch als „ökologische Bilanz" bezeichnet) als geeignet vorgeschlagen. Es könnte geeignet sein, die Komplexität der abfallwirtschaftlichen Entscheidungssituationen durch die Darstellung der aus einer ganzheitlichen, ökologischen Sicht wesentlichen Parameter herauszuarbeiten. Dadurch wird es möglich, eine Gesamtbewertung alternativ gegebener Verfahren vorzunehmen im Hinblick darauf, welches der Verfahren in einer Gesamtbetrachtung, also bezogen auf die Kriterien Energieeinsatz, Emissionen, Risiken, Immissionen, Belastung von Ökosystemen usw., die geringsten Umweltbelastungen aufweist. Verursacht eine Abfallart auf dem Verwertungswege ein größeres Lastpaket als auf dem zur Deponie führenden („linearen") Behandlungsweg, so ist die Verwertung fragwürdig oder unangebracht. Sie ist aus ökologischer Sicht nur dann zu rechtfertigen, wenn sie die Umweltbelastung in der Gesamtbilanz wirklich vermindert (SRU, 1991, Tz. 62 ff., 683).

563. Der Umweltrat hält diesen, im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz angelegten Ansatz (§§ 5 Abs. 5, 6 Abs. 1 Satz 2) für geeignet, auch in den aktuellen Entscheidungssituationen über die verschiedenen Verwertungswege von Verpackungsabfällen für mehr Transparenz zu sorgen. Dabei ist er sich der Schwierigkeiten einer Quantifizierung der einzelnen Parameter bewußt. Sollten sich bestimmte Verwertungsstränge im Bereich der Kunststoffverpackungen tatsächlich als ökologisch fragwürdig erweisen, muß nach besseren Wegen gesucht werden. Das müßte selbst dann gefordert werden, wenn diese ökologisch fragwürdigen Wege ökonomisch effizient wären. Wenn aber mit ökologisch fragwürdigen Verfahren auch noch ungewöhnlich hohe Kostenbelastungen einhergehen sollten, besteht dringender Handlungsbedarf.

Der Umweltrat hält es deshalb für angebracht, Aufwand und Umweltentlastung des Systems „Grüner Punkt" sorgfältig zu überprüfen und bereits vorlie-

gende Ergebnisse aus Kosten-Nutzen-Betrachtungen zu bewerten und zu berücksichtigen, wenn über die Fortführung und Weiterentwicklung des jetzigen Modells nachgedacht werden muß. Dabei sind auch die schon vorgesehenen Novellierungen in der Verpackungsverordnung dahin gehend zu beachten, ob sie tatsächliche Verbesserungen bewirken können oder nur Symptome kurieren.

564. Als weitere Kritikpunkte des Systems „Grüner Punkt" werden wettbewerbsrechtliche Aspekte und Akzeptanzprobleme angeführt. Bezüglich der wettbewerbsrechtlichen Beurteilung wird auf die Überlegungen im Abschnitt über die Selbstverpflichtungen verwiesen (Tz. 294). Die Akzeptanz der Bevölkerung ist für das System von existentieller Bedeutung. Wenn sich die Einstellung zum „Grünen Punkt" beim Handel und beim Endverbraucher, den beiden Hauptakteuren im System, ändern sollte, ist das System in Frage gestellt. Die Akzeptanz beim Handel hängt in erster Linie von der Lösung des Trittbrettfahrerproblems ab. Noch scheint hier eine gewisse Ruhe zu herrschen, obwohl seitens einzelner, aber wichtiger Handelsunternehmen erste Ausstiegssignale gesendet wurden (Handelsblatt vom 17. Juni 1997). Auch das Sortierverhalten ist bei den meisten Endverbrauchern noch gut (Institut für Demoskopie Allensbach, 1996), obwohl insbesondere hinsichtlich der Kostenbelastung und der tatsächlichen Entsorgungswege wenig Transparenz herrscht. Bei Änderung dieser Konstellation könnte das System erneut in eine Krisensituation gelangen, wie dies aus anderen Gründen bereits 1993 der Fall war.

565. Mit dem Abfallkonzept des Lahn-Dill-Kreises, das am 1. April 1998 eingeführt werden soll (BECK, 1998; Lahn-Dill-Kreis, 1998), wird erstmalig ein System etabliert, das in Konkurrenz zum System „Grüner Punkt" tritt. Gegenwärtig wird ein Rechtsstreit über die Zulässigkeit dieses Konzepts geführt.

Das neue Konzept sieht eine teilweise Neuordnung der Reststoffströme vor. Es ist vorgesehen, daß in die Restabfalltonne teilweise auch solche Abfallfraktionen gehen können, die zur Zeit als „Wertstoff" getrennt gesammelt werden – insbesondere Verpackungsabfälle. Von den Bürgern wird erwartet, daß sie zukünftig hochwertige Papiere, Pappe, Kartonage und beschichtete Pappe sowie Folien und große Kunststoffbehälter, die sich besonders für die stoffliche Verwertung eignen, getrennt sammeln. Das Konzept will Konsequenzen aus der Einsicht ziehen, daß sich die Sammlung nach den Qualitätsanforderungen des Marktes für Sekundärrohstoffe und nach den besonderen Eigenschaften bestimmter Abfälle zu richten habe. Deutschland exportiert derzeit große Mengen minderwertigen Misch-Altpapiers und muß fast gleich große Mengen hochwertiger Altpapiersorten importieren. In Skandinavien ist die getrennte Erfassung von Zeitungs-, Buntmagazin- und sonstigem Papier eine Selbstverständlichkeit. Es wird erwartet, daß sich die Abfallbeseitigungskosten nach dem neuen Abfallkonzept unter Anrechnung von Wärme- und Rohstoff-Verkaufsgutschriften wesentlich reduzieren werden. Als Endprodukt des Verfahrens entsteht ein Trockenstabilat (Tz. 609). Das soll energetisch verwertet und überwiegend als Ersatzbrennstoff verwendet werden, zum Teil aber auch in einem Heizkraftwerk, das den Anforderungen der 17. BImSchV unterliegt, zur Dekkung des Eigenbedarfs der Anlage zum Einsatz kommen.

Dem Konzept wird vorgeworfen, dem System „Grüner Punkt" in unzulässiger Weise Verpackungsmaterialien zu entziehen. Dieser Vorwurf wäre jedenfalls wohl dann gerechtfertigt, wenn das System „Grüner Punkt" im Lahn-Dill-Kreis nicht mehr die Abfälle im gelben Sack einsammeln dürfte oder die im gelben Sack vom Kreis eingesammelten Abfälle zu eigenen Zwecken verwendet würden. Dies scheint aber nicht der Fall zu sein. Problematisch wäre es wohl auch, wenn der Kreis seine Bürger auffordern würde, nur noch seine Sortierkriterien unter ausdrücklichem Ausschluß des Systems „Grüner Punkt" anzuwenden. Solange es den Bürgern freisteht, in welche Tonne beziehungsweise welchen Sack sie ihre Abfälle im einzelnen werfen, stehen die angeführten Bedenken dem Konzept nicht entgegen. Allerdings ist nicht zu verkennen, daß ein verbreiteter Einsatz dieses Abfallkonzeptes wohl letztlich dazu führen würde, daß dem System „Grüner Punkt" erhebliche Abfallmengen entzogen würden. Im Ergebnis wäre das System „Grüner Punkt" nicht mehr in der Lage, die Erfüllung der in der Verpackungsverordnung vorgeschriebenen Erfassungsquoten nachzuweisen. Dann würden die individuellen Rücknahmepflichten der Hersteller und Vertreiber wieder aufleben, und zwar ohne Interventionsmöglichkeiten der Hersteller und Vertreiber. Diesem Problem könnte dadurch begegnet werden, daß die vom Abfallkonzept erfaßten Verpackungsabfälle dem System „Grüner Punkt" gutgeschrieben werden. Dies entspräche letztlich der Intention der Novelle der Verpackungsverordnung, die grundsätzlich konkurrierende Sammel- und Verwertungssysteme zulassen will.

Diese Vorgehensweise hätte die Folge, daß lediglich die Entsorgungsunternehmen, die mit dem System „Grüner Punkt" Verträge geschlossen haben, betroffen wären. Da die bisherige Form der Auftragsvergabe durch das System „Grüner Punkt" durchaus als wettbewerbsfeindlich bezeichnet werden kann, wäre dies ist ein wünschenswerter Effekt. In dem Umfang, in dem ein Landkreis die Erfassung von Verpackungsabfällen nachweist, müßten die Zahlungen der Hersteller und Vertreiber mittelbar oder unmittelbar an den Landkreis geleistet werden. Über entsprechend niedrigere Abfallgebühren würden auch die auf die Verbrauchsgüter umgelegten Lizenzentgelte an die Konsumenten zurückfließen.

Es ist auch kaum anzunehmen, daß es den Bürger überfordert, wenn ein zusätzliches Sammelsystem eingeführt wird. Bereits unter dem System „Grüner Punkt" hat der Kreis bei Verpackungsabfällen eine 15%ige Fehlwurfrate festgestellt (Frankfurter Rundschau vom 20. Januar 1998, S. 26). Mangelhafte Sortierleistungen der Bürger sind allerdings in jedem Abfallwirtschaftskonzept anzutreffen. Sinkende Abfallgebühren dürften ein ausreichender Anreiz zur Teilnahme sein, zumal das neue System eher geringe Anforderungen an den Bürger stellt.

Auch das Argument, das Konzept des Lahn-Dill-Kreises würde die Regelungen stofflicher Verwertung unterlaufen, ist wenig stichhaltig: Zum einen geht das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz grundsätzlich von einer Gleichwertigkeit der Verwertungsverfahren aus (Tz. 427); jedoch hat sich die Verpackungsverordnung für einen Vorrang der stofflichen Verwertung entschlossen und steht damit in einem gewissen Gegensatz zum Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Allerdings werden auch in dem Konzept des Lahn-Dill-Kreises bestimmte, zur stofflichen Verwertung besonders gut geeignete Abfallfraktionen getrennt gesammelt und können daher einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. Diese Stoffströme, die nur zum Teil aus dem Verpackungsabfall stammen, werden die Restabfallbehandlungsanlage gar nicht erreichen. Schließlich ist zu bedenken, daß auch im System „Grüner Punkt" erhebliche Mengen an Abfällen, insbesondere auch konfektionierte Sortierware, energetisch verwertet werden.

Soweit Bedenken gegen das Konzept wegen der Mitverbrennung des Trockenstabilats in Produktionsanlagen geäußert werden, hält der Umweltrat diese für wenig stichhaltig (Tz. 590 ff.).

Da das Konzept noch nicht umgesetzt wurde, liegen bislang keine Erfahrungen vor. Der Umweltrat hält es allerdings für wenig hilfreich, innovative Konzepte, die keine offensichtlichen Risiken für die Umwelt in sich bergen, von vornherein abzulehnen. Die Umsetzung des Konzeptes im Lahn–Dill-Kreis sollte aufmerksam beobachtet werden.

3.1.4.3.4 Fazit

566. Für eine abschließende Einschätzung der Umweltwirksamkeit der neueren abfallbezogenen Selbstverpflichtungen fehlen noch gesicherte Ergebnisse. Teilweise werden zwar gesetzte quantitative Ziele – in der Regel Quoten – bereits erfüllt oder sogar übererfüllt (z. B. Altpapier, Verpackungen), in anderen Fällen können die eingegangenen Verpflichtungen frühestens nach Auswertung der vorgesehenen Berichterstattung geprüft werden (z. B. Bauabfälle, Batterien, IT-Geräte). Die negativen Erfahrungen aus den früheren abfallbezogenen Selbstverpflichtungen im Bereich der Getränkeverpackungen und der Altbatterien (Tz. 521 ff.) können nicht ohne weiteres auf die aktuellen Vereinbarungen übertragen werden, weil entweder absichernde flankierende Verordnungen bereits vorliegen oder angedroht werden, falls die freiwilligen Maßnahmen nicht zum Ziel führen. Hinsichtlich der als Vorteil genannten schnelleren Durchsetzung umweltpolitischer Ziele sind die abfallbezogenen Selbstverpflichtungen ebenfalls unterschiedlich zu beurteilen. Während etwa die Umsetzung der in der Verpackungsverordnung eingeräumten Befreiung von der individuellen Rücknahmepflicht durch die Schaffung des Systems „Grüner Punkt" in bemerkenswert kurzer Zeit geschafft wurde, dauerten in anderen Fällen wegen des offenbar fehlenden Verordnungsdrucks die Verhandlungen oft Jahre an und verzögerten eine Lösung der abfallwirtschaftlichen Probleme (z. B. Altautos, Elektronikschrott). In einigen Fällen ist auch nicht zu erkennen, daß die Industrie besondere Anstrengungen zur Erreichung der Umweltziele unternimmt. Vielmehr muß sie sich etwa im Falle der 12-Jahres-Frist für die kostenlose Rücknahme von Altautos (Tz. 527 ff.) Scheinaktivität vorwerfen lassen. Am Beispiel des relativ hohen Anteils der „Trittbrettfahrer" im System „Grüner Punkt" zeigt sich des weiteren, daß sich auch im abfallwirtschaftlichen Bereich Freifahrerverhalten ungünstig auf den Erfolg von Selbstverpflichtungen auswirkt. Hinsichtlich der Effizienz- und Innovationswirkungen wird auf die allgemeinen Ausführungen in den Abschnitten 2.2.2.2.3 und 2.2.2.2.4 hingewiesen. Unter Wettbewerbsgesichtspunkten dürften die abfallbezogenen Selbstverpflichtungen am problematischsten sein, die eine Pool-Lösung ermöglichen. Hier muß gegebenenfalls mittels flankierender Verordnung für gleiche Wettbewerbschancen gesorgt werden, wie bei der Altautoentsorgung geschehen.

567. Für die Altautoentsorgung sollte eine einheitliche Konzeption innerhalb der Europäischen Union angestrebt werden. Der vorliegende Entwurf der europäischen Altfahrzeugrichtlinie weist in die richtige Richtung. Grundsätzlich sollten die Hersteller zur kostenlosen Rücknahme verpflichtet und die Kosten der Entsorgung beim Erwerb des Fahrzeugs berücksichtigt werden. Im Falle der Batterieentsorgung zieht der Umweltrat eine Pfandregelung für schadstoffhaltige Batterien der Rücknahmepflicht für alle, also auch schadstoffarme, Batterien vor. Einem befürchteten Mißbrauch der Pfandregelung müßte mit geeigneten Maßnahmen vorgebeugt werden. Im Bereich des Elektronikschrotts ist die sich abzeichnende Entsorgungskonzeption für Geräte der Informationstechnik in Form einer Kombination von Selbstverpflichtung und Verordnung zu begrüßen. Aufgrund des – vor allem wegen des Trends zu immer kürzeren Produktzyklen – zunehmenden Abfallaufkommens und des hohen Schadstoffpotentials in diesem Bereich ist dringend erforderlich, eine geordnete Rücknahme und Verwertung zu organisieren. Die noch bestehenden Hindernisse auf dem Weg zu einer umweltpolitisch befriedigenden Entsorgungslösung für Elektro-Haushalts-Großgeräte und elektrische und elektronische Kleingeräte werden wohl auch in der laufenden Legislaturperiode nicht aus dem Weg geräumt werden können. Angesichts der nunmehr seit 1991 laufenden Bemühungen um eine Regelung dieses Bereiches ist diese Entwicklung als Mißerfolg der Umweltpolitik einzustufen. Die künftige Entsorgungskonzeption muß gewährleisten, daß keine Schadstoffe in die Umwelt gelangen. Das bedeutet, daß die „wilde" Ablagerung der sogenannten „Weißen Ware" und die Entsorgung von Kleingeräten über den Restmüll ausgeschlossen werden muß. Die Kosten der Entsorgung sind den Herstellern und Vertreibern anzulasten. Damit sollen Anreize zur Verwendung ökologisch unbedenklicher Materialien und zur Kennzeichnung der Materialien sowie des Aufbaus der Geräte zur Erleichterung notwendiger Reparatur- und Erweiterungsarbeiten geschaffen werden.

568. Die in der Novellierung der Verpackungsverordnung vorgesehenen Änderungen zur Förderung des Wettbewerbs auf dem Entsorgungsmarkt für

Verkaufsverpackungen und zur Bekämpfung der sogenannten Trittbrettfahrer des Systems „Grüner Punkt" sind zu begrüßen. Auch die Modifizierung der Quoten für stoffliche Verwertung einzelner Verpackungsmaterialien und die Öffnung für energetische Verwertungsverfahren weisen in die richtige Richtung. Der Umweltrat hält eine zügige Verhandlung der noch strittigen Punkte des Novellierungsentwurfs zwischen Bund und Ländern für dringend erforderlich. Die Novellierung der Verpackungsverordnung ist eine wichtige Voraussetzung für die Fortführung und Verbesserung des Systems „Grüner Punkt" und für die Einführung möglicher anderer Systeme.

Das auf der Verpackungsverordnung aufbauende System „Grüner Punkt" muß hinsichtlich des Verhältnisses zwischen Kosten und ökologischer Wirksamkeit, der wettbewerbsrechtlichen Aspekte und der Akzeptanz beim Handel und Endverbrauchern auch weiterhin auf dem Prüfstand bleiben. Die hohe Kostenbelastung durch das System könnte sich insbesondere angesichts der geringen Transparenz und mangelnden Verursachungsgerechtigkeit durchaus negativ auf die Sortier- und Sammelbereitschaft und damit auf die Akzeptanz bei der Bevölkerung auswirken. Chancen zur Ergänzung und Verbesserung des Systems würden so aufs Spiel gesetzt. Sollten sich aus Kosten-Nutzen-Analysen und Ökobilanzen nicht nur Zweifel an der ökonomischen Effizienz, sondern auch am ökologischen Nutzen in bestimmten Segmenten erhärten, wäre dem wohl nur durch eine tiefgreifende Reform der Verpackungsverordnung und damit des Systems „Grüner Punkt" zu begegnen.

3.1.5 Verwertungs- und Beseitigungsverfahren

569. Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz hat hinsichtlich des Umgangs mit Abfällen aller Art die Rangfolge Vermeiden vor Verwerten, Verwerten – und zwar ein der Art und Beschaffenheit des Abfalls entsprechendes hochwertiges stoffliches oder energetisches Verwerten – vor Beseitigen bestätigt. Die Rangfolge gilt jedenfalls, solange nicht Beseitigung die umweltfreundlichere Lösung darstellt. Allerdings bereitet schon die Abgrenzung zwischen Abfallverwertung und Abfallbeseitigung Schwierigkeiten. Ein im November 1997 von der Umweltministerkonferenz angenommenes Bund-Länder-Konsenspapier hat versucht, hier für mehr Eindeutigkeit zu sorgen (Tz. 424 ff.). Die weitergehende Frage, ob Vermeidung auch technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist, dürfte schon im Einzelfall streitig, einer allgemeinen Darstellung an dieser Stelle aber überhaupt nicht zugänglich sein. Sie muß vom jeweiligen technischen Verfahrenswissen ausgehen. Im folgenden sollen daher nur übergreifende, besonders wichtige oder streitige Aspekte der Verwertung und Beseitigung von Abfällen bewertet werden: Fragen der thermischen Abfallbehandlung, die Frage einer möglichen Alternative zur Verbrennung, die Verwertung und Beseitigung von Sonderabfällen und Klärschlämmen und Fragen von Stoffkreislaufführung und Entsorgung am Beispiel eines bedeutenden Massenkunststoffs (PVC).

3.1.5.1 Probleme der Abfallverbrennung

570. Die Abfallverbrennung wird seit langem kontrovers diskutiert. Allerdings haben sich die früher unversöhnlichen Standpunkte mittlerweile einander und damit dem Gedanken genähert, in der Abfallverbrennung einen heute gangbaren Weg der Abfallverwertung und Abfallbeseitigung zu sehen. Zu bedenken sind in diesem Zusammenhang vor allem drei Aspekte: die Emissionen aus solcher Verbrennung (Abschn. 3.1.5.1.1), die Entwicklung alternativer Verfahren zu der herkömmlichen Rostfeuerung (Abschn. 3.1.5.1.2) und die Möglichkeit des Einsatzes von Abfällen in Kraftwerken und Produktionsanlagen als Brennstoff oder Reduktionsmittel (Abschn. 3.1.5.1.3).

571. Der Begriff der thermischen Abfallbehandlung wird im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz abgegrenzt gegen den der energetischen Verwertung von Abfällen. Letztere wird als Einsatz von Abfällen als Ersatzbrennstoff verstanden. Hauptzwecke der thermischen Abfallbehandlung sind dagegen die Verminderung und Inertisierung der letztlich abzulagernden Abfallmengen und Verminderung ihres Schadstoffpotentials; eine möglichst weitgehende energetische Nutzung der bei der Verbrennung freiwerdenden Wärmemengen ist dabei eine Nebenaufgabe.

Die Anforderungen der TA Siedlungsabfall (TASi) machen nach dem derzeitigen Stand des Wissens eine thermische Behandlung größerer Abfallmengen unausweichlich (s. Kasten „Erläuterungen zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall" in Abschn. 3.1.5.2.1). Ihr zufolge müssen die abzulagernden Abfälle bestimmte Qualitätsanforderungen erfüllen, insbesondere eine chemische Inertisierung – das heißt praktisch Überführung in eine gegen wäßrige Auslaugung beständige Schlackenform – erfahren, die nur mit thermischer Vorbehandlung erreichbar ist (s. auch Abschn. 3.1.5.2).

572. Derzeit gibt es in der Bundesrepublik Deutschland für die thermische Behandlung von Restabfällen aus dem Siedlungsbereich 51 Verbrennungsanlagen und eine kleine Pyrolyseanlage in Burgau, außerdem 30 Anlagen für die Verbrennung von Sonderabfällen. Für die zur Zeit anfallenden Restabfallmengen von rund 25 Mio. t/a (ohne Klärschlamm, s. dazu Abschn. 3.1.5.6) – aus einer geschätzten Gesamtmenge anfallender Siedlungsabfälle von jährlich 45 Mio. Tonnen – steht damit eine Verbrennungskapazität von rund 12 Mio. t/a (40–50 % der Restabfallmenge) zur Verfügung. Die sieben bis acht derzeit bekannten im Bau oder in der Planung befindlichen thermischen Behandlungsanlagen würden bis zum Jahre 2000 eine Kapazitätserweiterung um etwa 1,1 Mio. t/a erbringen. Zum Bedarf an neuen Anlagen zur thermischen Behandlung von Restsiedlungsabfällen hat das Umweltbundesamt in seinem Jahresbericht 1994 ein Rahmenszenario (Tab. 3.1.5-1) vorgelegt (UBA, 1994a). In Abhängigkeit von Verwertungsquoten wird die verbleibende und nicht verwertete Restabfall-

Tabelle 3.1.5-1

Abschätzung des Bedarfs an Neuanlagen zur thermischen Behandlung von Siedlungsabfällen in Abhängigkeit von der Entwicklung der Restabfallmengen und der Anwendung kombinierter Behandlungskonzepte

Vermeidungs- und Verwertungsquote für Siedlungsabfälle	40 %	50 %	60 %
resultierende Menge an Restabfällen	27 Mio. t/a	22,5 Mio. t/a	18 Mio. t/a
Anzahl der erforderlichen Neuanlagen bei vollständiger thermischer Behandlung der Restabfälle	161/81 *)	116/58 *)	71/36 *)
Neuanlagenbedarf bei 20 % Reduzierung der Restabfälle durch Kombination mit mechanisch-biologischer Behandlung	107/54 *)	71/36 *)	36/18 *)
Neuanlagenbedarf bei 40 % Reduzierung der Restabfälle durch Kombination mit mechanisch-biologischer Behandlung	53/27 *)	26/13 *)	0

Basisdaten (Bezugsjahr 1994):

Siedlungsabfall gesamt:	45 Mio. t/a (Schätzung gem. Statist. Bundesamt)
vorhandene Verbrennungskapazität:	ca. 11 Mio. t/a
Zahl der bestehenden Verbrennungsanlagen:	51

*) mittlere Jahreskapazität der Neuanlagen: 100 000/200 000 t/a

Quelle: nach BARNISKE und JOHNKE, 1996; UBA, 1994a

menge dargestellt und abgeschätzt, wie durch kombinierte Anwendung biologischer und mechanischer Behandlung die für die thermische Behandlung verbleibende Menge noch weiter vermindert werden kann. Den jeweiligen Restabfallmengen sind Bedarfszahlen für zusätzliche thermische Anlagen zugeordnet, und zwar für zwei unterschiedliche mittlere Jahresdurchsatzleistungen.

3.1.5.1.1 Emissionen aus Abfallverbrennungsanlagen

573. Die Anforderungen der 17. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (17. BImSchV vom 23. November 1990) sind nach Ablauf der Übergangsfristen für Altanlagen zum 1. März 1994 beziehungsweise zum 1. Dezember 1996 für alle Abfallverbrennungsanlagen verbindlich. Sie betreffen die Feuerung einschließlich des Ausbrands der Gase (§ 4), die Emissionsgrenzwerte (§ 5) und die Art und Weise der Messung und der Überwachung der Emissionen (§§ 9–16). Die Gesamtkonzeption der Emissionsermittlung mit

- Stichprobenmessungen an drei Tagen im Jahr,
- besonderen Überwachungsverfahren gegebenenfalls wöchentlich und
- fortwährend aufzeichnenden Messungen

ist in Tabelle 3.1.5-2 vereinfacht dargestellt.

Die Anforderungen an die Verbrennung von Hausmüll und ähnlichen Stoffen, das heißt an den Ausbrand der Gase, sind die folgenden: Mindesttemperatur von 850 °C, Mindestsauerstoffgehalt von 6 Vol.-%, Verweilzeit der Gase bei 850 °C mindestens 2 Sekunden und gleichmäßige Durchmischung der Verbrennungsgase mit der Verbrennungsluft.

574. Für die bundeseinheitliche Praxis der Meßtechnik und der Bewertung der Anforderungserfüllung liegen Richtlinien des Bundesumweltministeriums (BMU, 1994) vor. Im Hinblick auf die Genauigkeit der Emissionsmessungen stellen Abfallverbrennungsanlagen keine Besonderheit gegenüber anderen emittierenden Feuerungsanlagen dar. Der derzeitige Standard der Meßgenauigkeit ist festgehalten in deutschen, europäischen und internationalen Regelwerken (VDI/DIN-, CEN- bzw. ISO-Richtlinien).

Die Anforderungen an den Ausbrand der Abgase zielen auf eine Minimierung der Schadstoffe bereits am Ort ihrer Entstehung ab. Die emissionsseitigen Anforderungen sind, beschränkt auf die fortlaufend zu messenden Abgaskomponenten, in Tabelle 3.1.5-3 dargestellt. Die Tabelle zeigt auch die erhebliche Verschärfung der Grenzwerte gegenüber der TA Luft 1986.

Die feuerungsseitigen Eingriffsmöglichkeiten auf die wesentlichen Parameter lassen sich wie folgt einteilen: Gut zu beeinflussen sind CO, organische Verbindungen (CKW u. a.); teilweise zu beeinflussen sind Staub und NO. Nicht zu beeinflussen sind SO_2, HCl, HF und Metalle.

Tabelle 3.1.5-2

Struktur der meßtechnischen Anforderungen an Abfallverbrennungsanlagen

Messung und Überwachung nach 17. BImSchV 1990				
Einzelmessungen 3mal an 3 Tagen		besondere Überwachung	Kontinuierliche Messungen	
erstmalig, bei Änderung	jährlich	wöchentlich		
Abgas	Abgas	Abgas	Verbrenn.-Bedingungen	Abgas
Schwermetalle	Schwermetalle	Schwermetalle (bei > 60 % EW)	O_2	Schwermetalle *)
Dioxine/Furane	Dioxine/Furane		CO	Dioxine/Furane *)
(HF)	(HF)		Temperatur	HCl | (HF)
Verbrenn.-Bedingungen				Staub Gesamt-C
O_2				SO_2 | NO_2
Temperatur				O_2 | H_2O
Zeit				Vol. | Druck
				Temperatur

*) Die Behörde kann deren Messung fordern, sofern geeignete Meßgeräte verfügbar sind.

Legende: EW = Emissionsgrenzwert
Dioxine/Furane = Polychlorierte Dibenzo-Dioxine und -Furane (PCDD/F)

SRU/UG '98/Tab. 3.1.5-2

Tabelle 3.1.5-3

Anforderungen an die fortlaufend zu messenden Abgaskomponenten

Angaben in mg/m³		TA Luft 1986			17. BImSchV 1990	
		Tages-mittelwert	Halb-stunden-mittelwert	97-%-Halb-stunden-mittelwert	Tages-mittelwert	Halb-stunden-mittelwert
Chlorverbindungen als	HCl	50	100	60	10	60
Fluorverbindungen als	HF	2	4	2,4	1	4
Schwefeloxide als	SO_2	100	200	120	50	200
Stickstoffoxide, berechnet als	NO_2	500	1 000	600	200	400
org. Verbindungen	C	20	40	24	10	20
Staub		30	60	36	10	30
Kohlenmonoxid	CO	100	200	120	50	
Kohlenmonoxid	CO	Stundenmittelwert	90 %-Zehnminuten-Mittelwert eines Kalendertages			
		100	150			

Quelle: PLAßMANN und JOCKEL, 1994; verändert

Zur Vermeidung der Neubildung von Schadstoffen, insbesondere von Dioxinen und Furanen, auf dem weiteren Abgasweg sind gleichzeitig ein möglichst niedriger Staubgehalt und ein geringer Anteil an organischem Kohlenstoff anzustreben. Die Zielwerte für die Rohgasqualität in einer modernen Abfallverbrennungsanlage sind in Tabelle 3.1.5-4 zusammengefaßt.

Tabelle 3.1.5-4

Zielwerte für die Rohgasqualität von Abfallverbrennungsanlagen

Gesamtstaub	< 2 g/m³
Anteil organischen Kohlenstoffs	< 2 %
O_2	6 ... 8 Vol.-%
CO	< 20 mg/m³
NO (berechnet als NO_2)	< 150 (255) mg/m³
Dioxine/Furane (Toxizitäts-Äquivalente TE)	2 ... 3 ng/m³

Quelle: TEMELLI und JOCKEL, 1995; verändert

575. Die Erreichung dieser Zielwerte konnte in neuen und in nachgerüsteten Feuerungen mehrfach bestätigt werden, so zum Beispiel in der MVA Hamm (LAUTENSCHLAGER und SCHNABEL, 1993), in verschiedenen bayerischen Verbrennungsanlagen (LfU BAYERN, 1993) und in der Anlage der Abfallwirtschaftsgesellschaft (AWG) Wuppertal (TEMELLI und JOCKEL, 1995). Die heute einsatzbereiten Abfallverbrennungstechniken sind unter den Gesichtspunkten Entsorgungssicherheit, Entsorgungskapazität und Umweltverträglichkeit gleichwertig (s. dazu Abschn. 3.1.5.1.2).

Für die Abgasreinigungstechnik und für die „Endfilter"-Stufe sind mittlerweile mehrere im Wettbewerb stehende Verfahren ausreichend erprobt und verfügbar. Die mit ihnen sowohl in neuen als auch in nachgerüsteten Abfallverbrennungsanlagen erzielten Ergebnisse sind in Tabelle 3.1.5-5 dargestellt: Die Gehalte der meisten Abgaskomponenten sind von gleicher Größenordnung, und die Grenzwerte der 17. BImSchV können von den verfügbaren Reinigungstechniken deutlich unterschritten werden. Dies wird in Genehmigungsbescheiden neuerer Anlagen schon berücksichtigt.

Tabelle 3.1.5-5

Emissionswerte neuer und modernisierter Abfallverbrennungsanlagen

Basis bzw. Anlage NO- und Dioxin-Abgasreinigung	17. BImSchV Dez. 1990	MVA Bonn PRANGHOFER (1993) SNCR *) Flugstrom	RZR Herten NEUKIRCHEN (1993) SNCR *) Koksfilter	MVA Zirndorf 1992/93 GOTTSCHALK (1993, 1992) SNCR *) Flugstrom	MVA Wien NEUKIRCHEN (1993) SCR **)- Kombikat	MVA Ingolstadt KRÄTZIG et al. (1993, 1992) SCR **)-Kat Flugstrom
	Tagesmittel – mg/m³					
Staub	10	0,02	< 1	< 0,3	< 2	< 1
HCl	10	< 0,2	< 2	< 1	< 10	< 1
HF	1	n. n.	< 0,5	0,9	< 0,2	< 0,02
SO_2	50	< 5	2 ... 4	< 1	< 10	< 1
NO_2	200	0,18	0,10 ... 0,13		< 0,05	0,04
C	10	< 2	< 2	< 2	< 2	
CO	50	11	8 ... 25	11	< 50	
	0,5 ... 2 h-Mittel – µg/m³					
Σ Cd + Tl	50	< 1	< 7	< 1	< 15	< 2
Hg	50	20	< 2	< 20	< 100	< 20
Σ Metalle	500	< 1	< 240	< 20	< 500	< 100
	6 ... 16 h-Mittel – ng/m³					
Dioxine/Furane (TE)	0,1	0,004	0,024	0,006	0,050	0,021

*) Selective Non-Catalytic Reduction

**) Selective Catalytic Reduction

Quelle: PLAßMANN und JOCKEL, 1994, erweitert nach PRANGHOFER, 1993; NEUKIRCHEN, 1993; GOTTSCHALK, 1993, 1992; KRÄTZIG und POOS, 1993, 1992

Tabelle 3.1.5-6

Emissionen organischer Stoffgruppen aus Abfallverbrennungsanlagen

Organische Stoffgruppe	Altanlage			Anlage nach TA Luft 1986	Anlage nach 17. BImSchV
	Mittelwert und Bandbreite µg/m³			Mittelwert µg/m³	Mittelwert µg/m³
Org. Verbindungen (Gesamt-C)	1 000...	**3 000**	...10 000	< 2 000	< 1 000
aliphatische Kohlenwasserstoffe (C_1–C_{14}-KW)	250...	**600**	...1 000	< 200	< 200
aromatische Kohlenwasserstoffe	20...	**200**	...500	< 100	< 10
chlorierte aliphatische KW	100...	**250**	...500	< 200	< 100
chlorierte aromatische Verbindungen	10...	**150**	...350	< 50	< 10
Aldehyde und Ketone	100...	**150**	...200	< 50	< 20
aliphatische Carbonsäuren	40...	**60**	...80	< 10	< 10

Legende: KW = Kohlenwasserstoffe

Quelle: PLAßMANN und JOCKEL, 1994; verändert

576. Es ist immer wieder der Einwand vorgebracht worden, aus der summarischen Angabe des Gesamtkohlenstoff-Gehalts des Abgases lasse sich das Risiko der emittierten organischen Stoffe und Stoffgruppen nicht abschätzen. Inzwischen liegen jedoch im Schrifttum weiter aufgeschlüsselte Angaben vor. Aus ihnen ergibt sich die in Tabelle 3.1.5-6 dargestellte Situation, unterschieden nach Altanlagen, nach Anlagen gemäß TA Luft 1986 und nach Anlagen, die gemäß 17. BImSchV neu errichtet oder nachgerüstet sind. Gerade für organische Chlorverbindungen wird seit Jahren ein erheblicher meßtechnischer Aufwand betrieben, um quantitative Aussagen machen zu können. Es zeigt sich, daß die verschiedenen sogenannten „Polizeifilter" als Endstufe des Abgasreinigungssystems über eine hohe Abscheideffizienz verfügen, und daher die Emissionswerte der chlorierten Verbindungen wie Chlorbenzole, Chlorphenole, chlorierte Biphenyle, PCDD/F nahe oder unterhalb der Nachweisgrenze moderner Meßverfahren liegen.

577. In seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft erkannte der Umweltrat die besondere Rolle an, die Emissionen polyhalogenierter Dibenzodioxine und -furane in der Diskussion um die Belastung durch Abfallverbrennungsanlagen spielen (SRU, 1991, Tz. 1804). Er stellte den damaligen Stand – vor Inkrafttreten der 17. BImSchV – hinsichtlich dieser Emissionen aus Hausmüllverbrennungsanlagen ausführlich dar (dort Tz. 1409–1411, 1807–1811). Bei alten Anlagen konnte mit Emissionen in die Luft von 10 bis 100 ng/m³, gemessen als Toxizitäts-Äquivalente (TE-Werte) nach der 17. BImSchV, gerechnet werden, der Durchschnitt lag bei rund 10 ng/m³ (dort Tz. 1807). Erfreulicherweise haben sich der Hinweis des Umweltrates auf die Möglichkeit der Emissionsminderung durch moderne Verfahren um mindestens zwei Größenordnungen und seine in die sich abzeichnende 17. BImSchV gesetzte Hoffnung inzwischen bewahrheitet: Bundesweit durchgeführte Ermittlungen der Dioxin- und Furangehalte zeigten eine Bandbreite von 2 bis 39 ng/m³ im ungereinigten Abgas (Rohgas) von Abfallverbrennungsanlagen (JOHNKE, 1993). Etwas neuere Messungen an sieben bayerischen Abfallverbrennungsanlagen ergaben eine Bandbreite von 0,5 bis 10 ng/m³ (LfU BAYERN, 1993), und noch jüngere Ergebnisse der Abfallverbrennungsanlage Wuppertal zeigten Werte von 1,6 und 1,7 ng/m³, ebenfalls im Rohgas (TEMELLI und JOCKEL, 1995) – entsprechend Dioxin- und Furangehalten (TE) im Reingas von unter 0,01 ng/m³; für 1996 hat die Abfallverbrennungsanlage Wuppertal einen mittleren Emissionswert von 0,003 ng/m³ veröffentlicht.

Einen Eindruck von der Größe der Dioxin- und Furanemissionen über Reststoffe der Abfallverbrennung, also über Schlacken, Kesselasche und Elektrofilterstaub, vermittelt Tabelle 3.1.5-7 mit einem Vergleich der an einem Kessel der Abfallverbrennungsanlage Wuppertal gemessenen TE-Werte und des von JOHNKE (1993) als typisch angegebenen Bereichs mit den Schwellenwerten der Gefahrstoffverordnung.

578. Daß Hausmüllverbrennungsanlagen der neuen Generation inzwischen eine „Senke" für Dioxine und Furane darstellen, kann aus Messungen an zahlreichen Anlagen belegt werden: RZR Herten (NEUKIRCHEN, 1993), MVA Zirndorf (GOTTSCHALK, 1992 und 1993), MVA Wien-Spittelau (NEUKIRCHEN, 1993), MVA Bonn (PRANGHOFER, 1993) und MVA Ingolstadt (KRÄTZIG und POOS, 1993 und 1992). Die Daten für das RZR Herten sind zusammen

Tabelle 3.1.5-7

Dioxin/Furan-Gehalte in Reststoffen der Abfallverbrennung

	MVA Wuppertal	typischer Bereich (JOHNKE, 1993)	Schwelenwerte Gefahrstoffverordnung
	ng/kg		
Schlacke			
TE-Werte ...	< 2,6	0,6 ... 10	
Σ Dioxine/ Furane	n. n.		100 000
2,3,7,8-TCDD	< 7		10 000
Kesselasche			
TE-Werte ...	175	100 ... 800	
Σ Dioxine/ Furane	510		100 000
2,3,7,8-TCDD	23		10 000
Elektrofilterstaub			
TE-Werte ...	2 720	1 000 ... 28 000	
Σ Dioxine/ Furane	9 130		100 000
2,3,7,8-TCDD	110		10 000

Legende: n. n. = nicht nachgewiesen

SRU/UG '98/Tab. 3.1.5-7

mit den Vergleichsdaten der 17. BImSchV in Tabelle 3.1.5-8 zusammengestellt. Zum Vergleich: Die Gehalte an Dioxinen und Furanen im Siedlungsabfall liegen in einem Bereich von 11 bis 255 ng TE, im Mittel bei 104 ng TE je Kilogramm Abfall-Trockenmasse (JOCKEL und KÖRBER, 1995).

Letztere Aussage gilt in gleicher Weise für weitere, hier nicht betrachtete chlororganische Verbindungen, wie zum Beispiel polychlorierte Phenole und Benzole, chlorierte Kohlenwasserstoffe oder polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.

„Senken" für Dioxine und Furane sind insbesondere Sonderabfall- und Klärschlammverbrennungsanlagen. Insoweit wird auf die Abschnitte 3.1.5.5 und 3.1.5.6 verwiesen.

579. Einen Vergleich der Emissionen metallischer Abgasinhaltsstoffe aus Abfallverbrennungsanlagen mit denen anderer Emittenten enthält eine Studie von JOCKEL (1993) für das Umweltbundesamt. Wählt man für diese Stoffgruppe die Elemente Blei, Cadmium, Arsen und Quecksilber als Leitkomponenten, so zeigt Tabelle 3.1.5-9, daß Abfallverbrennungsanlagen unter den Quellen solcher Emissionen im Zeitverlauf der Jahre von 1982/85 bis 1995 zwischenzeitlich von nachrangiger Bedeutung sind.

Tabelle 3.1.5-8

Dioxin-Bilanz einer modernen Abfallverbrennungsanlage

Basis bzw. Anlage	17. BImSchV	RZR Herten	RZR Herten (mit Asche-Einschmelzung)
	mg TE/a (bei einem Durchsatz von 250 000 t/a)		
Zufuhr mit dem Hausmüll	12 500		
Abgabe mit			
Rostasche	1 500	1 500	1 500
Flugasche	2 750	1 375	n. n.
Reaktionsprodukten	15	15	15
Reingas	137	< 25	< 25
Summe	4 402	2 915	1 540
Minderung	*65 %*	*77 %*	*88 %*

Legende: n. n. = nicht nachgewiesen

Quelle: PLAßMANN und JOCKEL, 1994; NEUKIRCHEN, 1993

580. Die Dringlichkeit von Maßnahmen zur Emissionsminderung von Dioxinen und Furanen wie auch von metallischen Inhaltsstoffen hat sich daher weg von Abfallverbrennungsanlagen hin zu anderen Anlagenarten verschoben. Die von modernen Abfallverbrennungsanlagen emittierten Schadstoffe liefern keinen nennenswerten Beitrag zu der am jeweiligen Standort herrschenden Umweltbelastung; eine signifikante Erhöhung der Immissionsbelastung ist nicht nachweisbar.

3.1.5.1.2 Termische Alternativen zur Rostfeuerung

581. Die aufgrund der TA Siedlungsabfall zu erwartende wachsende Nachfrage nach thermischen Behandlungseinrichtungen, aber auch die langjährigen öffentlichen Auseinandersetzungen über die Umweltauswirkungen von Abfallverbrennungsanlagen haben die Entwicklung zahlreicher Verfahren der thermischen Abfallbehandlung neben der herkömmlichen Rostfeuerung gefördert. Das Ergebnis sind sowohl Verfeinerungen der konventionellen Rostfeuerungstechnik – zum Beispiel die Sauerstoff-Anreicherung – als auch ganz neue Verfahren. Soweit alternative Verfahren zu den thermischen oder oxidativen zu zählen sind, werden sie in diesem Abschnitt behandelt, mechanisch-biologische Behandlungsverfahren sind Gegenstand des Abschnitts 3.1.5.2 und Verfahren mit der Option der Brennstofferzeugung Gegenstand des Abschnitts 3.1.5.3. Generell ist zu diesen Alternativen festzustellen, daß sie im Vergleich zur Rostfeuerung noch nicht im großtechni-

Tabelle 3.1.5-9

Entwicklung der Emissionen von Blei, Cadmium, Arsen und Quecksilber in Westdeutschland nach Branchen

Bezugsjahr	1982/85		1990/92		1995	
	Pb	Cd	Pb	Cd	Pb	Cd
NE-Metallerzeugung	170	21	110	13	85	10
Eisen- und Stahlerzeugung	330	8	230	6	165	4
Glas- und Zementherstellung	192	3	120	2	85	1,5
Feuerungen (Kraftwerke u. ä.)	150	5	30	1	20	1
Abfallverbrennung	**75**	**3**	**14**	**0,5**	**2**	**< 0,5**
Sonstige Anlagen	300	5	200	4	150	2,5
Gesamt	1 217	45	704	25	507	19
Straßenverkehr	3 400		1 500		100	
	As	Hg	As	Hg	As	Hg
NE-Metallerzeugung	6	9	4	8	3	5
Eisen- und Stahlerzeugung	7	2	4	1	3	1
Glas- und Zementherstellung	14	9	10	5	7	4
Feuerungen (Kraftwerke u. ä.)	54	15	10	10	8	8
Abfallverbrennung	**0,5**	**14**	**0,1**	**11**	**< 0,1**	**2**
Sonstige Anlagen	< 1	14	< 1	11	< 1	10
Gesamt	82	63	28	46	21	30

Quelle: PLAßMANN und JOCKEL, 1994, verändert

schen Maßstab eingesetzt worden sind, sondern erst in Versuchs- und bestenfalls Pilotanlagen erprobt werden. Ihre Optimierung, auch unter Kostengesichtspunkten, und der Nachweis einer ausreichenden Funktionsfähigkeit und Betriebssicherheit im großtechnischen Maßstab stehen im großen und ganzen noch aus, sollten aber – nötigenfalls mit entsprechender Förderung – vergleichsweise kurzfristig möglich sein.

Dabei ist den neuen Verfahren eine Zielrichtung gemeinsam: Die Teilschritte eines Verbrennungsprozesses, nämlich Trocknung, Entgasung, Vergasung und Verbrennung, die bei der Rostfeuerung räumlich nicht klar voneinander getrennt sind, werden in jeweils unterschiedlicher Weise auf verschiedene Anlagenteile aufgeteilt. Dadurch bieten sich neue Eingriffs- und Optimierungsmöglichkeiten für den Gesamtprozeß (BOHLMANN, 1996).

Die Bewertung der unterschiedlichen Verfahren ist dadurch erschwert, daß nur für die herkömmliche Rostfeuerung großtechnische Erfahrungen vorliegen. Unter den Anlagen zur thermischen Abfallbehandlung, die derzeit in Deutschland in Betrieb sind, nutzt nur eine die technische Alternative zur Rostfeuerung, nämlich die Pyrolyse-Anlage in Burgau. Diese hat jedoch einen weit unterdurchschnittlichen Durchsatz. Die Erprobungsstufe einer großtechnischen Anlage im stationären Betrieb über ein bis zwei Jahre mit der Möglichkeit zur Beurteilung der Betriebssicherheit, der Umweltauswirkungen, der Verfügbarkeit und der Kosten hat bisher keine der alternativen thermischen Abfallbehandlungsverfahren erreicht. Überdies wird man voraussichtlich Umweltvorteile der neuen Verfahren durch Optimierung der Rostfeuerung weitgehend ausgleichen können.

582. Aus diesen Gründen können derzeit nur zu einigen der im Pilotmaßstab erprobten und in Diskussion befindlichen neuen Verfahren und Verfahrensverknüpfungen Aussagen gemacht werden. Sie lassen sich wie folgt einteilen (nach BARNISKE und JOHNKE, 1996, mit Ergänzungen):

1. *Weiterentwicklungen herkömmlicher Rostfeuerungen*: Einsatz von wassergekühlten Rosten, von Wirbelschichtdüsen, gezielte Abgasrückführung, Einleitung von Sintervorgängen im hinteren Bereich des Rostes, Verbesserungen der Feuerraum-Geometrie, Regelung der Feuerungsleistung mit Infrarot-Thermographie oder akustischer Temperaturmessung
2. *Andere Verbrennungsverfahren*: Verbrennung in der stationären, zirkulierenden oder rotierenden Wirbelschicht, Verbrennung in reinem Sauerstoff

oder mit Sauerstoff angereicherter Luft (Syncom-Prozeß), Schwenktrommel-Feuerung

3. *Entgasung (Pyrolyse) und Rückstandsaufbereitung*: Weiterentwicklung des Verfahrens der Deutsche Babcock Anlagen (DBA-Verfahren, Entsorgungsanlage in Burgau), Pyrolyse-Kraft-Anlagen (PKA-Verfahren)

4. *Vergasung:* Flugstrom- und Festbettvergasung (SVZ Sekundärrohstoff-Verwertungszentrum Schwarze Pumpe), Wirbelschichtvergasung

5. *Entgasung und Verbrennung*: Schwel-Brenn-Verfahren (Siemens KWU), Pyro-Melt-Verfahren (ML Entsorgungs- und Energieanlagen), Pyrocom-Verfahren (Berlin Consult), Duo-Therm-Verfahren und RCP-Verfahren (Von Roll)

6. *Entgasung und Vergasung*: Thermoselect-Verfahren (Fa. Thermoselect), NOELL-Konversionsverfahren (NOELL Energie- und Entsorgungstechnik)

7. *Weitere Verfahren:* VerTech-Verfahren (Naßoxidation, Mannesmann Anlagenbau), Plasma-Verfahren, Einschmelzverfahren (Krupp, ABB).

583. Die unter den Ziffern 1 bis 7 aufgezählten Verfahren sind in der Literatur umfangreich beschrieben und erfordern daher – anders als die zum Ende dieses Abschnitts genannten (Tz. 589) – keine weiteren Erläuterungen. Insgesamt wurden in den vergangenen zwei Jahrzehnten in Deutschland zahlreiche Entwicklungen, die die Verfahrensprinzipien der Pyrolyse und Hochtemperatur-Verbrennung oder Hochtemperatur-Vergasung in bestimmten Kombinationen miteinander verknüpfen, untersucht. Danach werden von den Verfahren der Pyrolyse und Vergasung im Prinzip Vorteile gegenüber herkömmlichen thermischen Behandlungsverfahren erwartet:

- Für geringe Durchsatzleistungen bis etwa 10 t/h können Pyrolyse- oder Vergasungsanlagen kostengünstiger angeboten werden als Abfallverbrennungsanlagen nach dem Rostfeuerungsprinzip. Solche kleineren Anlagen entsprechen dem Wunsch, die thermisch zu behandelnde Restabfallmenge und den Aufwand für den Transport des Abfalls so gering wie möglich zu halten.
- Pyrolyse- oder Vergasungsanlagen sind anpassungsfähiger an unterschiedliche und wechselnde Abfallzusammensetzungen bis hin zu Klärschlämmen und ausgewählten Sonderabfällen.
- Die Abgasvolumenströme bei Pyrolyse- oder Vergasungsanlagen sind um rund 50 % geringer als bei der Verbrennung. Das bringt Vorteile bei der Abgasreinigung.
- Pyrolyse- und Vergasungsanlagen bieten bessere Möglichkeiten der Energie- und Rohstoffrückgewinnung, wenn die Reststoffe weiterbehandelt oder Wertstoffe ausgesondert werden.
- Je nach Verfahren, insbesondere aber bei den Kombinationsverfahren, bei denen die Rückstände als Schmelzgranulat anfallen, sind feste Rückstände kaum auslaugbar.

584. Für einen Vergleich der unterschiedlichen Verfahren kann auf die inzwischen vorliegende ingenieurwissenschaftliche Literatur (z. B. von HERMANNI, 1995; NOTTRODT, 1995; LINDER et al., 1995) zurückgegriffen werden. Die Autoren bewerten die verschiedenen Verfahren – mit inviduell etwas unterschiedlicher Gewichtung – nach den Kriterien Entsorgungssicherheit, Ökologie und Wirtschaftlichkeit. Danach ist die Rostfeuerungstechnologie unabhängig von herstellerabhängigen Ausgestaltungen als Stand der Technik zu definieren. Alle Verfahren sind genehmigungsfähig. Zwar bestehen bei einzelnen Kriterien Unterschiede; diese sind jedoch nicht so bedeutend, daß einem Verfahren notwendigerweise Vorrang einzuräumen wäre.

585. Im einzelnen kommen die Autoren zu folgenden Ergebnissen:

- Aufgrund ausgereifter Abgasreinigungstechnik werden die Emissionswerte der 17. BImSchV bei allen Verfahren ohne wesentliche Unterschiede deutlich unterschritten. Beim Schwel-Brenn- und Thermoselect-Verfahren werden Emissionsminderungspotentiale im Vergleich mit der Rostfeuerung aufgrund des geringeren Luftdurchsatzes vermutet. Auch ist die Schlacke aus dem Schwel-Brenn- und dem Thermoselect-Verfahren aufgrund der hohen Prozeßtemperaturen auslaugbeständig, für die Schlacke aus der Rostfeuerung ist dazu eine Aufbereitung erforderlich. Die Metalle aus den Reststoffen der Rostfeuerung und des Schwel-Brenn-Verfahrens sind sortenrein, beim Thermoselect-Verfahren liegen Legierungen vor, deren Verwertung nicht gesichert ist. Die Reinheit von verwertbaren Reststoffen aus der Abgasreinigung ist bei allen Verfahren größtenteils gewährleistet oder kann durch Nachbehandlung erreicht werden. Die Menge deponiepflichtiger Stoffe nimmt vom Schwel-Brenn-Verfahren über das Thermoselect-Verfahren – falls für die Metallschmelze keine Verwertung gefunden kann – bis zur Rostfeuerung zu.
- Die Bewertung der ökologischen Vorteilhaftigkeit der Verfahren hängt ab von der Bedeutung, die man einzelnen Kriterien zumißt: Bewertet man die gute Reststoffqualität hoch, erscheint das Schwel-Brenn-Verfahren insgesamt ökologisch vorteilhaft. Mißt man der Auslaugbeständigkeit der Schlacke geringere Bedeutung bei, so ist die Rostfeuerung dem Schwel-Brenn-Verfahren gleichrangig. Gegen das Thermoselect-Verfahren spricht, daß es einen hohen Ressourcenverbrauch aufweist.
- Hinsichtlich Kosten und Verfügbarkeit wird folgendes angegeben: Die Rostfeuerung erreicht im Betrieb Verfügbarkeiten von 90 % und mehr. Auch für das Schwel-Brenn-Verfahren und das Thermoselect-Verfahren geben die Hersteller Verfügbarkeiten von 85 % an. Für eine Schwel-Brenn-Anlage in Fürth mit der Nennverfügbarkeit von 80 % ist allerdings ein Betrieb von nur 80 bis 90 % dieser Nennverfügbarkeit vorgesehen, um Überlastung zu vermeiden. Die am Markt angegebenen spezifischen Entsorgungskosten für geplante Anlagen ermöglichen noch keine realistische Einschätzung der tatsächlichen Kosten. Belastbare Kostenschätzungen sind für alle drei Verfahren nur auf der Grundlage konkreter Angebote möglich.

– Im Gesamtergebnis stellt sich die Rostfeuerung unter den Kriterien Entsorgungssicherheit, Ökologie und Wirtschaftlichkeit derzeit noch als das etwas vorteilhaftere Verfahren zur thermischen Abfallbehandlung dar. Ausschlaggebend dafür ist der hohe Entwicklungsstand. Reisezeit und Verfügbarkeit befinden sich auf einem hohen Stand, die Energieausbeute ist vergleichsweise hoch. Geringer Energieeigenverbrauch, ein hoher Wirkungsgrad und die Flexibilität im Flächenbedarf führen insgesamt zu einer höheren Wirtschaftlichkeit der Rostfeuerung.

586. Von einem neueren, systematischen Ansatz der Prognos AG, Berlin, zur vergleichenden Bewertung nicht nur von alternativen Verfahren der Abfallverbrennung, sondern auch der Alternative Deponierung berichten Pressemeldungen (FRIEDL, 1997). Dabei sollen die Verfahren mit insgesamt 19 untereinander gewichteten Indikatoren – darunter Energieverbrauch, Ressourcenschonung, Emissionen, Klimarelevanz, Schadstoffgehalt von Abfällen, Kanzerogenität, Recyclingquoten, Effektivität und Kosten – nach den Kategorien Ökologie, Wirtschaftlichkeit, Anlagensicherheit und Stoffstromqualität bewertet werden. Die Gewichtung der Indikatoren – im vorliegenden Fall die höhere Gewichtung von globalen Aspekten (Treibhauseffekt, stratosphärisches Ozon) gegenüber nur regionalen – ist natürlich immer in gewissem Maße willkürlich. Die Vorteilhaftigkeit eines Verfahrens erweist sich als abhängig von der Abfallart. Im Falle des Shredderleichtmülls soll die Drehrohrpyrolyse nach dem Schwel-Brenn-Verfahren am besten abgeschnitten haben, vor allem weil sie die geringsten Emissionen und unbedenkliche Stoffe erzeuge. Die herkömmliche Verbrennung weise nur hinsichtlich der energetischen Ausnutzung Vorteile auf.

587. Inwieweit alternative Verfahren bei Neubauten von thermischen Abfallbehandlungsanlagen zum Zuge kommen werden, läßt sich zur Zeit schwer einschätzen. Ihr Nachteil scheint in einem gewissen Maße dadurch ausgeglichen zu werden, daß die bei neuen Verfahren wegen deren fehlender großtechnischer Bewährung bestehenden Risiken für die Entsorgungssicherheit teilweise durch umfangreiche Gewährleistungen der Anbieter übernommen werden.

588. Es wird unter Umständen auch die Möglichkeit gesehen, daß kleinere Verbrennungskapazitäten in Kombination mit der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung (MBA; siehe Abschn. 3.1.5.2) eine gewisse Bedeutung über das Jahr 2005 hinaus erhalten. Die MBA wäre dabei zur Vorbehandlung des Abfalls vor seiner thermischen Behandlung mit dem Ziel der Anfallmengen-Verminderung, Homogenisierung, Trocknung und Kostenoptimierung des Gesamtsystems einzusetzen. Kombinationen unterschiedlicher Verfahren der Abfallbehandlung sind auch in folgenden Entsorgungsprozessen verwirklicht.

589. Ein weiteres neues Verfahren ist das *integrierte Restmüllbehandlungskonzept „mechanisch-biologisch-thermisch"* der Stadt Münster. Aufgrund der politischen Vorgabe seitens des Rates der Stadt Münster, keine Abfallverbrennungsanlage zu errichten, entwickelten die Abfallwirtschaftsbetriebe Münster (AWM) ein Konzept zur Restmüllbehandlung, das verschiedene Verfahren einsetzt, die einzeln ihre technische Erprobung jeweils schon nachgewiesen haben. Der Schwerpunkt dabei ist ein dem Stand der Technik entsprechendes Verfahren zur Trennung des Restmülls und zur trocken- und naßmechanischen Aufbereitung seiner Einzelfraktionen. Die Aussonderung von durchschnittlich 40 bis 60 % verwertbaren Inhaltsstoffen (Metalle, Papier, Kunststoffe, Glas, Mineralstoffe und Holz) sowie deren überwiegend stoffliche Verwertung erscheinen nach bisherigen Ergebnissen realistisch.

Der verbleibende „Feingutanteil" ist überwiegend organisch verunreinigt und muß einer Behandlung in einem zweistufigen APT-Verfahren zugeführt werden, einer Integration von anaerober und naßoxidativer Behandlung. Beide Stufen sind einzeln schon als WABIO-Restmüllvergärung beziehungsweise VerTech-Verfahren der Naßoxidation (SRU, 1991, Tz. 1264) in der Praxis erprobt. Bei letzterem sollen unter Zugabe von Sauerstoff bei Temperaturen von rund 280° C und einem Druck von über 100 bar in einem 1 200 m tiefen Schacht die fermentativ nicht angreifbaren organischen Bestandteile oxidiert werden. Die seit Frühsommer 1997 betriebene Pilotanlage simuliert die Verhältnisse in einem 1 m großen Aufbereitungsbehälter, einem 20 m^3 großen Fermentationsbehälter, einer Resuspendierstufe und einem dreistufigen Rohrwickelreaktor als Naßoxidationseinheit.

Die bisherigen Betriebserfahrungen nach anfänglicher Optimierung sind wie folgt:

- Es ist zur Zeit die einzige bekannte Möglichkeit, die TASi-gemäße Verminderung der Organikanteile in den abzulagernden Reststoffen auf zwar oxidativem, aber „kaltem" Wege (flammlos) zu erreichen.
- Die Massenbilanz zeigt einen deutlichen Anstieg der rückgewonnenen Wertstoffanteile bei den Einsatzmaterialien Hausmüll und Sperrmüll.
- Die erzielten Qualitäten der Wertstoffe aus der Restabfallaufbereitung sind mit den Qualitätskriterien der Verwertungsverfahren im System „Grüner Punkt" vergleichbar.
- Bei großtechnischer Umsetzung des Konzepts werden spezifische Gesamtkosten von 300–350 DM je Tonne Eingangsmaterial erwartet – also Kosten, die auch für fortschrittliche Verbrennungsanlagen mit vergleichbaren Durchsatzleistungen anzusetzen sind.

Entsorgungsvarianten mit der besonderen Option der Brennstofferzeugung werden in Abschnitt 3.1.5.3 erörtert.

3.1.5.1.3 Mitverbrennung in Stahl-, Kraft-, Zementwerken und anderen Prozeßanlagen

590. Die durch das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz in Verbindung mit der TA Siedlungsabfall

ausgelöste Entwicklung zu derzeit immer geringerer Auslastung der Abfallverbrennungsanlagen und insbesondere der Verbrennungsanlagen für Sonderabfälle (s. Abschn. 3.1.5.5) wird gefördert durch das Vordringen der konkurrierenden „Mitverbrennung" von Abfällen in Produktionsanlagen, nämlich Kraftwerken, Zementwerken, Hochöfen, Vergasungsanlagen, Kohlemischbetrieben zur Herstellung von Industriekohle und Betrieben zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen.

Grundsätzlich besteht für die Mitverbrennung folgende gesetzliche und tatsächliche Lage: Anlagen, in denen Abfälle oder ähnliche Stoffe verbrannt werden, unterliegen in Deutschland wie Abfallverbrennungsanlagen der 17. BImSchV (§ 1 Abs. 1) – allerdings im wesentlichen nur dem § 5 „Emissionsgrenzwerte" in Verbindung mit den zugehörigen Vorschriften über die Messung und Überwachung der Emissionsgrenzwerte im dritten Teil der Verordnung (§ 1 Abs. 2), und zwar nur für den Teil des Abgasstromes, der auf die Mitverbrennung zurückzuführen ist („Mischungsregel" in § 5 Abs. 3). Für Kraftwerke und Feuerungsanlagen gilt diese Mischungsregel nur bis zu einem Anteil der Abfallstoffe an der Feuerungsleistung von 25 %.

591. Praktisch bedeutet das: Der in diesen Anlagen verbrannte Abfall ist in bezug auf die entstehenden Emissionen nicht begünstigt. Auch von den tatsächlich gemessenen Emissionen her besteht kein Grund zur Besorgnis. Allerdings werden hier häufig zwei Einwendungen gemacht (z. B. DPU, 1996; WINTELER und LOHSE, 1994):

- Bei den Emissionskomponenten, für die nur die 17. BImSchV einen Grenzwert festlegt (Schwermetalle, organische Schadstoffe, insbesondere Dioxine und Furane), ist man zunächst davon ausgegangen, daß der dem „normalen" Brennstoff zuzuordnende Abgasteilstrom solche Stoffe nicht enthält, diese also voll dem „abfallbedingten" Abgasteilstrom zuzurechnen sind. Inzwischen wird durch „Nullmessungen" das „Grundniveau" dieser Stoffe bei abfallfreier Verbrennung festgelegt. Dies ist angesichts der in der Regel kaum signifikanten Unterschiede in den Emissionen mit und ohne Mitverbrennung, mithin gewissermaßen zufallsbedingter Meßergebnisse, einigermaßen willkürlich.
- Den Emissionsgrenzwerten in § 5 17. BImSchV zugeordnet ist eine gewisse Regelung der Meßplanung, die mit der der 13. BImSchV und der TA Luft nicht übereinstimmt. Das kann im Ergebnis zu einer Begünstigung der Mitverbrennung führen.

592. Zwar wird gegen die Mitverbrennung geltend gemacht, auf diese Weise fielen die spezifischen Emissionen, also die auf die Einheit des zu verbrennenden Abfalls bezogenen Emissionen, höher aus als in besonderen Verbrennungsanlagen: Weil nämlich in die Mischwertberechnung der effektiven Emissionsgrenzwerte die Grenzwerte des Betriebs mit „Regelbrennstoffen" eingehen und nicht die tatsächlichen Betriebswerte, könnten die mitverbrennenden Industrieanlagen ihre sonst weit unterschrittenen Emissionsgrenzwerte „ausschöpfen". Sie brauchten also zum Beispiel für Quecksilber bei einer Mitverbrennung von 25 % Abfall nur einen resultierenden Emissionsgrenzwert von 125 g/m^3 einzuhalten. Dieser Wert errechnet sich nach der Mischungsregel aus dem Grenzwert der 17. BImSchV von 50 g/m^3 und dem der TA Luft von 150 g/m^3, während aus dem Grenzwert der 17. BImSchV und dem Betriebswert der Quecksilberemission – der bei etwa 40 g/m^3 liegt – sich ein Grenzwert von 42,5 g/m^3 ergäbe. Ein solches Verhalten, wenn es denn so anzutreffen wäre, würde jedoch weder dem umweltpolitischen Willen des Gesetzgebers widersprechen noch der ökonomischen Überlegung, daß dort, wo sich innerhalb des staatlichen Regulierungsrahmens kostengünstig „Handlungsspielräume" auftun, diese auch genutzt werden sollten. Jedoch scheint dieser Argwohn durch Emissionsmessungen nicht bestätigt zu werden: Der Unterschied der gemessenen Emissionsströme mit und ohne Mitverbrennung wird als nicht signifikant, wenn überhaupt nachweisbar angegeben. Das Ausbleiben der vermuteten „Ausschöpfung" der Emissionsgrenzwerte entspricht auch dem, was vernünftigerweise zu erwarten ist: Um auch mit kurzzeitigen Mittelwerten der Emissionswerte zuverlässig unterhalb der jeweils gültigen Grenzwerte zu bleiben, müssen längerfristige Mittelwerte deutlich unter ihrem Grenzwert liegen.

593. Die Diskussion weist allerdings auf ein in der Zwischenzeit eingetretenes Ungleichgewicht in der rechtlichen Festlegung des Standes der Technik für Abfallverbrennungsanlagen auf der einen Seite und für Kraftwerke, Zementwerke, Anlagen der Stahlerzeugung und sonstige technische Anlagen auf der anderen Seite hin. Während Abfallverbrennungsanlagen den verschärften Emissionsminderungen der 17. BImSchV von 1990 unterworfen worden sind, ist der Stand der Technik für die anderen Feuerungs- und sonstigen Anlagen – abgesehen von einer zwischenzeitlich durchgesetzten Dynamisierung der Anforderungen für die Begrenzung der Stickstoffoxidemissionen – nach wie vor durch die Großfeuerungsanlagenverordnung (13. BImSchV) von 1983 beziehungsweise die TA Luft von 1986 vorgegeben.

Eine Aufhebung dieses Ungleichgewichts in der Festlegung des Standes der Technik ist nach Auffassung des Umweltrates dringend geboten. Auch die anderen Anlagen sind den Forderungen der 17. BImSchV zu unterwerfen. Die Einbeziehung von Zementwerken und ähnlichen Anlagen in die für Kraftwerke und Feuerungsanlagen gültige Begrenzung der Geltung der Mischungsregel auf einen Anteil der Abfallstoffe an der Feuerungsleistung von höchstens 25 % wäre dagegen nur eine zweitbeste Lösung.

594. Neben der Emissionsseite ist im Grundsatz umweltpolitisch auch noch die Frage zu bedenken, inwieweit die in den Produkten eingebundenen Stoffe aus diesen heraus in die Umwelt gelangen. Schadstoffe, die im Wege der Mitverbrennung in Produkte eingebunden wurden, sind chemisch-analytisch unschwer nachweisbar. Inwieweit allerdings die in Produkten immobilisierten Stoffe tatsächlich durch Verwitterung, Auslaugung und ähnliche dissipative Vor-

gänge in die Umwelt gelangen, wird derzeit wenig diskutiert – etwa unter dem Gesichtspunkt, ob die dabei auftretenden Immissionen die Schwankungsbreite der in der Natur bereits vorhandenen Konzentrationen übersteigen könnten. Es wird gewöhnlich die Ansicht vertreten, solche Risiken seien durch die allgemeinen Produktregelungen und -kontrollen abgedeckt. Immerhin verweist die Deutsche Projekt Union, Essen, in ihrer Studie (DPU, 1996) auf „weitgehend unkontrollierte Belastung von Industrieprodukten (z. B. Zement: ‚Maurerekzem' durch Chrombelastung)". Damit der Unterschied zwischen einem Produkt, in das im Wege der Mitverbrennung Schadstoffe eingebunden wurden, und einem solchen, bei dem dies nicht erfolgte, überwachbar wird, sollte solchen Risiken mit produktbezogenen Grenzwerten begegnet werden.

595. Wirtschaftlich ist der Vorteil der Mitverbrennung für die Entsorgungspflichtigen offensichtlich. Ob sie ein geringeres Entgelt für die Abnahme des Abfalls zahlen müssen oder sogar etwas erstattet bekommen, dürfte Verhandlungssache sein. Angesichts des Heizwerts der angelieferten Abfälle darf man mit einer Tendenz zur Erstattung rechnen. Die naheliegende Vermutung, durch den Entzug heizwertreicher Fraktionen werde der Heizwert der zur Abfallverbrennung bestimmten Restabfälle gesenkt – und dies sei unerwünscht –, hat sich bisher aufgrund gegenläufiger Entwicklungen, darunter der Aussonderung wasserhaltiger Bioabfälle, nicht bestätigt.

3.1.5.2 Zur Kontroverse über den Inertisierungsgrad von Restabfall

596. Um die Frage, ob die in der TA Siedlungsabfall festgelegten Maßstäbe zur umweltverträglichen Ablagerung von Restabfall allein durch thermische Behandlung zu erreichen seien oder ob nicht auch die mechanisch-biologische Restabfallbehandlung (sog. kalte Rotte) als gleichwertige Alternative zuzulassen sei, hat sich in letzter Zeit eine Kontroverse entwickelt, die nicht nur auf fachlicher, sondern auch auf politischer Ebene ausgetragen wird.

3.1.5.2.1 Ausgangssituation

597. Der vom Umweltrat entwickelte Leitgedanke einer künftigen Abfallwirtschaft und Abfallbeseitigung besagt, daß nur vorbehandelte, in chemischer Hinsicht erdkrustenähnliche Restabfälle abgelagert werden dürfen, die nicht mehr weiter verwertbar sind. Das geforderte „Multibarrieren- und Schadstoffsenkenkonzept" wurde mit den Teilzielen Minderung der Schadstofffracht, Stofftrennung, Stoffverwertung und – als Restabfallbehandlung zur Erzeugung erdkrustenähnlicher Stoffe – weitestgehende Inertisierung der zur Ablagerung gelangenden Abfälle begründet. Ziel dieser Stufen der Vorbehandlung sollte die Möglichkeit der emissionsarmen und nachsorgefreien Deponierung und der sparsame Umgang mit geeignetem Deponieraum sein (SRU, 1991, Tz. 2006 ff., 2015 ff.).

Diese Überlegungen haben Eingang gefunden in die TA Siedlungsabfall von 1993 (BERGS et al., 1993). Die in der TA Siedlungsabfall zugrundegelegten Zuordnungskriterien – im wesentlichen die Höhe des organischen Anteils des Trockenrückstandes der zu deponierenden Substanz (s. Kasten „Erläuterungen zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall", Zuordnungskriterien für Deponien) – zwingen nach heutiger Einschätzung der Verfahrensentwicklung für die Restabfallbehandlung die beseitigungspflichtigen Körperschaften ab 1999, spätestens ab 2005, faktisch zur (Mit-)Benutzung von thermischen Restabfallbehandlungsanlagen und nötigenfalls zu deren Errichtung. Auf die in der Diskussion immer wieder auftretenden Unklarheiten im Umgang mit den Umsetzungsfristen und Ausnahmeregelungen der TA Siedlungsabfall wird im Kasten „Erläuterungen zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall" eingegangen.

598. Die ablehnende Haltung einiger Bundesländer gegenüber den Auflagen der TA Siedlungsabfall führte dazu, daß der Bundesrat in einer Entschließung der Bundesregierung die Pflicht auferlegte, bis Ende 1995 einen Bericht vorzulegen. Darin sollte über die ausnahmsweise oder auch uneingeschränkte Zulassung anderer Maßstäbe als des Glühverlustes oder des TOC-Wertes zur umweltverträglichen Ablagerung von Behandlungsrückständen aus nichtthermischen Verfahren berichtet werden (BR-Drs. 594/92, Ziff. 202). Die Bundesregierung hält jedoch an der geltenden Fassung der TA Siedlungsabfall fest und lehnt die Forderung des Bundesrats ab (BR-Drs. 38/96). Diesen Standpunkt hat die Bundesregierung später noch einmal bekräftigt (BT-Drs. 13/8406).

Mit der von einigen Bundesländern angestrebten Neuregelung sollte insbesondere erreicht werden, daß die mechanisch-biologische Vorbehandlung von Restabfällen vor der Endablagerung als gleichwertige Alternative zu thermischen Behandlungsverfahren zugelassen wird. Es war nämlich ab 1991 klar geworden, daß die von der TA Siedlungsabfall, die damals erst als Entwurf vorlag, vorgesehenen Begrenzungen des Glühverlustwertes auf 5 % oder des TOC-Wertes auf 3 % mit diesen bevorzugten „kalten" Verfahren nicht eingehalten werden können.

Erläuterungen zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall

Übergangsfristen

In der aktuellen abfallpolitischen Debatte und in Fachbeiträgen wird häufig darauf verwiesen, daß die Anforderungen der TA Siedlungsabfall an die Ablagerung von Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Klärschlamm und anderen organischen Abfällen erst ab dem Jahre 2005 erfüllt werden müßten. Dies spielt insofern eine Rolle, als argumentiert wird, diese lange Übergangsfrist gebe vielen entsorgungspflichtigen Körperschaften Gelegenheit, um jeden Preis zunächst noch Altdeponien zu verfüllen; auf diesen Umstand wird unter anderem der Abfallmangel bei den Behandlungsanlagen zurückgeführt. Sinn dieser Übergangsregelung ist es, denjenigen entsorgungs-

pflichtigen Körperschaften, die zum Zeitpunkt des Inkrafttretens der TA Siedlungsabfall noch nicht über Behandlungskapazitäten verfügten, für die Zeit der Planung und Errichtung solcher Anlagen die Deponierung ihrer Abfälle zu ermöglichen. Auf die aktuelle Entwicklung bei der Lenkung von Abfallströmen, die mit der Übergangsregelung in Verbindung stehen, und möglichen gegensteuernden Maßnahmen wird in Tz. 516 näher eingegangen.

Die Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen ist am 1. Juni 1993 in Kraft getreten. In Ziffer 12.1 (Ausnahmen von der Zuordnung bei Deponien) wird festgelegt, daß die zuständige Behörde bei Hausmüll, hausmüllähnlichen Gewerbeabfällen, Klärschlamm und anderen organischen Abfällen für den Zeitraum bis zum 1. Juni 2005 Ausnahmen von der Zuordnung zulassen kann, wenn absehbar ist, daß der Abfall aus Gründen mangelnder Behandlungskapazität die Zuordnungskriterien nicht erfüllen kann.

Zunächst läßt sich festhalten, daß es sich um eine Ausnahmeregelung handelt. Das heißt, im Regelfall sollen die Regelungsinhalte der TA Siedlungsabfall schon jetzt gelten und nicht erst im Jahre 2005. Bei der Ausnahmeregelung handelt es sich um eine Ermessensvorschrift; die zuständige Behörde kann, muß aber nicht Ausnahmen von der Zuordnung zulassen – außer in den seltenen Fällen der Ermessensreduzierung auf Null. Sie hat allerdings bei ihrer Entscheidung die verschiedenen Ermessensgesichtspunkte im Lichte der Ziele der TA Siedlungsabfall zu werten. Eine Ermessensentscheidung kommt nur dann in Betracht, wenn keine ausreichenden Behandlungskapazitäten zur Verfügung stehen.

Die Zulassung von Ausnahmen ist mit Auflagen zu versehen. Zum einen sind Altdeponien und Deponien der Klasse II ab dem 1. Juni 1999 durch zusätzliche Maßnahmen zu sichern; zum anderen sind die Gehalte an nativ-organischen Bestandteilen zu verringern; darunter versteht man Stoffe, die nicht nur im chemischen Sinne „organische Verbindungen", nämlich Kohlenstoffverbindungen sind, sondern auch im Pflanzen- oder Tierreich gebildet werden und dem biologischen Abbau unterliegen. Außerdem sind jährlich Erklärungen zum Deponieverhalten abzugeben.

Das Land Nordrhein-Westfalen hatte versucht, mit einem Erlaß die in der TA Siedlungsabfall festgelegten Fristen zu verkürzen. Das Land ist mit diesem Versuch gescheitert. Das Oberverwaltungsgericht Münster (in ZUR, 1995, 216) entschied, daß das Umweltministerium nicht befugt sei, bundeseinheitliche Übergangsfristen im Wege des Erlasses zu verkürzen. Diese Entscheidung hat keine Bedeutung für den vorab beschriebenen Problemkreis, da es hier im wesentlichen um Kompetenzfragen ging und nicht um Auslegungsfragen hinsichtlich der Ausnahmevorschrift.

Angesichts der bestehenden Überkapazitäten sind daher erhebliche Zweifel angebracht, ob die eingangs genannten pauschalen Aussagen zum faktischen Inkrafttreten der TA Siedlungsabfall richtig sind.

Abweichungen von den Anforderungen

Auch hinsichtlich der Frage, ob die Ablagerung „kalt" vorbehandelter Abfälle, die die Zuordnungswerte für den Glühverlust oder den TOC-Gehalt (s.w.u.) nicht einhalten, auch nach Ablauf der Übergangsfristen zulässig sei, bestehen Unklarheiten. Mit Hinweis auf Ziffer 2.4 (Ausnahmeregelungen) und Ziffer 1.2 Abs. 4 (Versuchsanlagen) der TA Siedlungsabfall sehen GAßNER und SIEDERER (1997) dies als zulässig an:

Nach Ziffer 2.4 kann die Behörde Abweichungen von den Anforderungen der TA Siedlungsabfall zulassen, „wenn im Einzelfall der Nachweis erbracht wird, daß durch andere geeignete Maßnahmen das Wohl der Allgemeinheit – gemessen an den Anforderungen dieser technischen Anleitung – nicht beeinträchtigt wird". Die Autoren halten dafür, daß es für den Gleichwertigkeitsnachweis nicht auf den Schadstoffgehalt des abzulagernden Abfalls, sondern auf die Verfügbarkeit der Schadstoffe ankomme, die durch die Eluatkriterien (s.w.u.) nach Ziffer 4 des Anhangs B der TA Siedlungsabfall und durch noch festzulegende Anforderungen an die Reduktion des Gasbildungspotentials befriedigend zu beurteilen sei. Auch eine vor Ablauf der Übergangsfristen „vorgezogene" mechanisch-biologische Vorbehandlung der abzulagernden Abfälle könne nach Fristablauf als eine „andere geeignete Maßnahme" im Sinne von Ziffer 2.4 TA Siedlungsabfall geltend gemacht werden.

Für die Zulassung von Versuchsdeponien zur Ablagerung mechanisch-biologisch vorbehandelter Abfälle über den Ablauf der Fristen der TA Siedlungsabfall hinaus ist ein Gleichwertigkeitsnachweis mit den Anforderungen der TA Siedlungsabfall nicht erforderlich. Ausreichend ist die Einhaltung der gesetzlichen Zulassungsvoraussetzungen (§ 10 Abs. 4, § 32 Abs. 1 Nr. 1 KrW-/AbfG). Versuchszweck wäre dann, das langfristige Verhalten solcher Abfälle unter „echten" Deponiebedingungen zu untersuchen, also das Gasbildungspotential, die Sickerwasserbelastung und das Setzungsverhalten solcher Deponierungen.

Zuordnungskriterien für Deponien

Für die Zuordnung von Abfällen zu Deponien der Klasse I oder II gelten Kriterien, die im Anhang B der TA Siedlungsabfall in Verbindung mit den in Anhang A genannten oder gleichwertigen Meßverfahren festgelegt sind. Sie betreffen die Festigkeit, den Anteil an extrahierbaren lipophilen (d. h. fettlöslichen) Stoffen, eine Reihe von Kriterien der Elution (d. h. der Tendenz, Inhaltsstoffe in die wäßrige Umgebung abzugeben) und vor allem den organischen Anteil des Trockenrückstandes der zu deponierenden Substanz. Dieser organische Anteil des Trockenrückstandes kann gleichwertig als Glühverlust oder als TOC-Wert (TOC = total organic carbon = gesamter organischer Koh-

lenstoff) bestimmt werden; letzterer Wert liegt in der Regel niedriger. Für die Zuordnung zu den Deponieklassen gelten folgende Werte:

Organischer Anteil	Deponie-klasse I	Deponie-klasse II
bestimmt als Glühverlust	≤ 3 Masse-%	≤ 5 Masse-%
bestimmt als TOC	≤ 1 Masse-%	≤ 3 Masse-%

3.1.5.2.2 Entwicklungsstand der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung

599. Nach einer Erhebung von FRICKE et al. (1997) sind in Deutschland derzeit 30 Anlagen zur mechanisch-biologischen Behandlung von Abfällen (MBA) mit einer gesamten Jahresleistung von 1,76 Mio. Tonnen in Betrieb, Bau oder Planung. Zusätzlich zu den vorhandenen vierzehn Anlagen der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung mit einer Jahresleistung von 860 000 Tonnen sollten im Jahre 1997 noch elf weitere mit einer Jahreskapazität von 479 000 Tonnen errichtet werden.

600. Der Entwicklungsstand der mechnisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren kann nach MÜLLER et al. (1997), LEIKAM und STEGMANN (1996), STEGMANN et al. (1996), OEST et al. (1995), SPILLMANN et al. (1995), FILIP (1993) sowie WIEMER (1993) wie folgt zusammengefaßt werden:

- Rest-Siedlungsabfälle enthalten noch ein beträchtliches biochemisches Reaktionspotential durch verbliebene organische Inhaltsstoffe. Dieses soll zunächst durch mechanische Aufbereitung und anschließend durch Ausnutzung mikrobischer Stoffwechselvorgänge in beherrschbaren technischen Systemen minimiert werden. Das Endprodukt soll ein endlagerfähiger Abfall sein. Die in die Prozeßkette zu integrierende Abtrennung einer heizwertreichen Fraktion zur thermischen Vorbehandlung und Abhitzeverwertung wird für sinnvoll angesehen.
- Die sehr inhomogenen Rest-Siedlungsabfälle sind schwieriger zu behandeln als frühere Mischabfälle oder heutige Bioabfälle. Darauf muß die Planung der beiden Grundschritte Rücksicht nehmen. In der Stufe der mechanischen Vorbehandlung sollen die günstigsten Prozeßbedingungen für die nachfolgende biologische Stufe eingestellt werden. In der Stufe der biologischen Behandlung sollen die organischen Stoffe durch weitgehende Mineralisierung und teilweise durch Humifizierung stabilisiert und Emissionsstoffströme wirksam beherrscht werden. Bei Betrieb der Belüftung muß verhindert werden, daß Aromaten wie Benzol, Toluol und andere Substanzen oder Vinylchlorid freigesetzt („ausgestrippt") sowie Pilzsporen, Allergene und pathogene Keime verteilt werden.
- Diese Grundsätze werden beim Betrieb neu errichteter und bei der Planung noch zu errichtender Anlagen wohl nicht vollständig und sofort verwirklicht werden können. Es besteht jedoch die Hoffnung, daß die zahlreichen Förderprogramme und Begleituntersuchungen als Korrektiv dienen, Fehler bei der Anlagenkonzeption zu entdecken und sie abzustellen.
- Die Erfassung der bisher unzureichend untersuchten Gasemissionen und die Minimierung des Sikkerwasseranfalls sind oft noch ungelöste Probleme. Erfahrungen mit einfachen Methoden, zum Beispiel die Abdeckung mit atmungsaktiven Laminaten, die sich bei der Mietenkompostierung und Altlastensanierung bewährt haben, finden noch wenig Eingang in die Technik der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung. Bei einigen Verfahrensansätzen der biologischen Stufe („Kaminzug"-, „Biopuster"-Verfahren) ist eine Abluftbehandlung, wie sie bei der Kompostierung nach der TA Luft vorgeschrieben wäre, nicht vorgesehen und zum Teil auch nicht möglich. Für bestimmte Bereiche wäre eine geschlossene Bauweise – in Abhängigkeit von örtlichen Gegebenheiten – notwendig. Die in der Abluftreinigungstechnik weit verbreiteten Biofilter verfügen für restabfallrelevante Schadstoffe oft über zu geringe Wirkungsgrade, so daß eine weitergehende Abluftbehandlung mit Gaswäschern oder Aktivkohlefiltern notwendig werden kann und deswegen als Option offengehalten werden sollte.
- Der Gesamt-Wassergehalt in einer Anlage zur mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung hängt stark von den verfahrenstechnischen Randbedingungen (Einhausung, offene Mieten, trockene oder Schlammverfahren usw.) und vom Wassergehalt der zugegebenen Komponenten (auch Klärschlamm, Sperrmüll) ab. Sollte die Anlage allgemein auf einen abwasserfreien Betrieb ausgelegt werden, ist danach eher ein Wassermangel im Prozeß als ein Wasserüberschuß zu erwarten. Ein Wassermangel würde allerdings die Dauer der biologischen Behandlung unnötig verlängern.
- Die Qualitätskontrolle des erzeugten Deponieguts („Stabilat") zur Beendigung der Behandlung ist – schon allein wegen der anhaltenden Diskussion über die Auswahl aussagefähiger Parameter – derzeit ungeklärt; vorhandene Vorschläge können erst nach einigen Betriebsjahren angelaufener Demonstrationsversuche bewertet werden.
- Eine Verlängerung der Deponielaufzeit auf ungefähr das Doppelte scheint bei gelungener Kombination wichtiger Rahmenbedingungen und Betriebsparameter mit MBA-Verfahren möglich zu sein, vor allem dann, wenn für die sogenannte Leichtstofffraktion kein Deponieraum vergeudet wird.

3.1.5.2.3 Mechanisch-biologische Restabfallbehandlung – Alternative oder sinnvolle Ergänzung zur thermischen Behandlung

601. Bei den mechanisch-biologischen Verfahren handelt es sich, vereinfacht gesagt, um eine „Wiederbelebung" der gescheiterten alten Hausmüllkompostierung sowie der „BRAM"(Brennstoff aus Müll)-Technik, wenn auch unter geänderten Randbedingungen (s.u.) und vor allem mit dem Ziel der Ablage-

rung des Produkts statt der Gewinnung von Kompost. Diesem „Wiederbelebungsbestreben" stehen nach wie vor Schwierigkeiten verfahrenstechnischer Art entgegen. Zunächst ist Gleichwertigkeit mit einer thermischen Vorbehandlung insofern nicht vorstellbar, als mit dieser eine Mineralisierung und damit ein in biologischen Umwandlungsreaktionen unbekannter, aber erwünschter Grad an Irreversibilität gegeben ist. Somit ist eine Vergleichbarkeit allenfalls im Hinblick auf Emissionen und Wirkungen vorstellbar, wobei allerdings die Fragen des Zeitbezugs und der Reversibilität immer noch offen bleiben.

602. Für das teils anaerobe – das heißt unter Ausschluß von Luftsauerstoff –, teils aerob/anaerobe Restmüllvergärungsverfahren der Technischen Universität Hamburg-Harburg wird angegeben, daß nach ausreichend langer Behandlungszeit ähnliche Emissionsreduktionen erreicht werden könnten wie bei der Verbrennung: „Die Vorgaben der TA Siedlungsabfall, nur noch emissionsarme Reststoffe abzulagern, können prinzipiell auch durch die mechanisch-biologische Vorbehandlung eingehalten werden" (STEGMANN et al., 1996).

Zur Zulassung von Verfahren oder Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung bedürfte es jedoch aussagefähiger Kriterien, die das Langzeitverhalten der vorbehandelten Abfälle (Behandlungsrückstände) in der Deponie hinreichend beschreiben und die sich für künftige Zuordnungskriterien der TA Siedlungsabfall eignen. Sie ließen sich nur aus genügenden Erfahrungen mit dieser vergleichsweise neuen Technik in Anlagen pilot- oder großtechnischen Maßstabs ableiten. Solche Erfahrungen stehen heute nicht zur Verfügung, sieht man einmal von den nicht unmittelbar übertragbaren, negativen Erfahrungen mit der überholten Mischabfallkompostierung ab.

603. Das Kriterium des Glühverlustwertes – oder gleichwertig das des TOC-Wertes – wird von BERGS et al. (1993) als „zukunftssicher und flexibel" angesehen. Nach derzeitiger Meinung vieler Beteiligter eignen sich aber weder der Glühverlust noch der organische Gesamtkohlenstoff (TOC) für die Charakterisierung des mittel- bis langfristigen Emissionsverhaltens der Reststoffe aus der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung nach erfolgter Deponierung (MÜLLER et al., 1997; LEIKAM und STEGMANN, 1996). Vom abzulagernden Produkt der mechanisch-biologischen Behandlung können zwar nach LEIKAM und STEGMANN (1996) alle Parameter des Anhangs B der TA Siedlungsabfall für die Deponieklasse II eingehalten werden, aber eben nicht die Begrenzungen des Glühverlusts auf fünf Massenprozente und des TOC-Wertes auf drei Massenprozente des Trockenrückstandes, unter Umständen auch nicht die Begrenzung des organischen Gesamtkohlenstoffgehaltes (TOC) im Eluat auf 100 mg/L. Viele, ansonsten nützliche Untersuchungsmethoden und Bewertungskriterien sind jedoch zu wenig spezifisch, um die im Verlauf der Zeit stattfindenden, schwer überschaubaren intermedialen Stoffumsetzungen beschreiben zu können (FILIP, 1993). Die Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung" des Bundes der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) empfiehlt für ein gesetzliches Regelwerk mindestens einen biologischen und einen chemischen Prüfparameter, vorrangig das Gasbildungspotential (s. Kasten „Stabilitätskriterien") sowie den Parameter TOC (gesamter organischer Kohlenstoff) im Eluat (MÜLLER et al., 1997). Ob dieser Vorschlag konsensfähig und praktikabel ist, bleibt abzuwarten.

Dabei besteht in dem Ziel Übereinstimmung: Soweit deponiert werden muß, soll die Deponie möglichst geringe Nachsorge beanspruchen. Mit dem Kriterium des Glühverlustes oder des TOC-Wertes befindet man sich in der Abwehr der unüberschaubaren Fülle organischer Substanzen „auf der sicheren Seite".

604. Falls allerdings eine mechanisch-biologische Abfallbehandlung kostengünstiger durchzuführen ist als eine Abfallverbrennung, ist auch die Frage berechtigt, ob nicht diese strenge Forderung eines höchstens fünfprozentigen Glühverlustes, die zum Beispiel auch Gartenboden von einer Deponierung ausschließt, unnötig hohe Kosten verursacht. Eine solche pauschale Aussage scheint indes nicht haltbar zu sein. Zumindest kommt eine aus dem Bundesumweltministerium (BMU, 1996b) stammende Darstellung der Ergebnisse einer vergleichenden Abschätzung des Umweltbundesamtes von Anfang 1996 zu dem Ergebnis, daß die Kosten der diskutierten Abfallbehandlungs- und -beseitigungsverfahren etwa gleich hoch anzusetzen sind. Hierbei ist die Frage offengeblieben, ob alle Inertisierungsstufen und der Bedarf an Untertagedeponie berücksichtigt worden sind. Filterstäube und Salze aus der herkömmlichen Abfallverbrennung müssen weiterhin in Untertagedeponien abgelagert werden.

Gegebenenfalls kann ein Teilstrom biologisch leicht abbaubaren Abfalls abgezweigt werden, der der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung zugeführt wird. Eine solche Kombination der Verfahren sehen auch LEIKAM und STEGMANN (1996) für die sinnvollste Lösung an. Sie empfehlen, in der ersten mechanischen Stufe eine Trennung der Abfälle in eine heizwertreiche, zur thermischen Abfallbehandlung bestimmte, und in eine heizwertarme Fraktion, die mit nativ-organischen Stoffen angereichert ist, vorzunehmen. Deren Stabilisierung soll dann mittels biologischer Behandlung erfolgen. Eine solche Trennung sei über eine Siebung in Trommelsieben mit geeignet zu wählender Maschenweite möglich.

Stabilitätskriterien

Als Stabilitätskriterien für die abzulagernden Reststoffe der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung werden gewöhnlich vorgeschlagen:

- die Atmungsaktivität AT4: der auf die Menge der Trockensubstanz (TS) bezogene Sauerstoffverbrauch innerhalb von 4 Tagen (in mg/g TS),
- die Gasbildungsrate GB21: die auf die Menge der Trockensubstanz bezogene Gasbildung innerhalb von 21 Tagen (in mL/g TS i.N.).

Zum Vergleich: In der MBA Lüneburg, einer Anlage mit 29 000 Tonnen Jahresleistung, wird als 100-mm-Siebüberlauf eine heizwertreiche Fraktion von 12 bis 15 % des angelieferten Abfalls vor der Rotte ausgeschleust. Weiterhin werden 3 bis 5 % Störstoffe und 2 % Metalle entnommen. Die angestrebten Stabilitätskriterien (s. Kasten „Stabilitätskriterien") von AT4 5 mg/g TS und GB21 20 mL/g TS (im Normzustand des Gases) werden so schnell erreicht, daß man erwägt, die Rottedauer zu verkürzen.

605. Zahlreiche Forschungs- und Entwicklungsvorhaben befinden sich in Bearbeitung, darunter auch Planung und Bau von Demonstrationsanlagen (FRICKE et al., 1997; OEST et al., 1995; SPILLMANN et al., 1995; FILIP, 1993; WIEMER, 1993). Das Bundesministerium für Bildung und Forschung hat ein umfangreiches Verbundvorhaben „Mechanisch-biologische Behandlung von zu deponierenden Abfällen" mit einer Laufzeit von 1995 bis 1998 aufgelegt. Es sind verschiedene Stimmen der Kritik laut geworden: Das Forschungsprogramm sei nicht angemessen auf toxische Emissionen mit der Abluft ausgerichtet, die heute verwendeten Biofilter erfüllten die Erwartungen der Toxikologen nicht und anderes mehr. Solange Ergebnisse dieses Verbundvorhabens nicht vorliegen und andere Kriterien rechtfertigen, muß der Glühverlust oder der TOC-Wert auch künftig seine Rolle als maßgebliches Zuordnungskriterium beibehalten.

606. Während die Frage der Kriterien durch neuere Forschungsergebnisse und im Konsens vereinbarte Konventionen zeitlich früh zu beantworten sein könnte, müssen die verfahrenstechnischen Schwierigkeiten erst durch Langzeitversuche ausgeräumt werden. Zwar bestehen Anlagen zur mechanisch-biologischen Abfallbehandlung weitgehend aus Komponenten, die in mechanischen Rohstoffaufbereitungs- sowie in Abfallbehandlungs- und -verwertungsanlagen, insbesondere in Kompostierungs- oder Wertstoffsortieranlagen, seit vielen Jahren im Einsatz sind. Für das neue, grundlegend geänderte Behandlungsziel, nämlich die Stabilisierung von Restabfällen zur Ablagerung, müssen die Komponenten aber neu ausgelegt und aufeinander abgestimmt werden. Neben der Trennschärfe der mechanischen Aufbereitung sind letztlich Art, Energieintensität und Dauer der biologischen Behandlung entscheidend für die Eigenschaften des „Stabilats". Bei sehr weitgehender biologischer Vorbehandlung, das heißt über lange Zeiträume, vermindert sich die biologische Aktivität der Rückstände um bis zu 95 % (LEIKAM und STEGMANN, 1995). In ihrer Arbeit von 1996 halten LEIKAM und STEGMANN eine gesamte Rottezeit von vier Monaten für das Minimum.

KETELSEN und BRÖKER (1997) sind überzeugt, daß „mit einer sinnvollen Kombination geeigneter, den Stoffeigenschaften der Abfälle beziehungsweise der Abfallfraktionen angepaßter Verfahren sich die Anforderungen, Ziele und die Intention der TA Siedlungsabfall und des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes weitestgehend und wirtschaftlich erfüllen lassen". Inzwischen wird die mechanisch-biologische Abfallbehandlung vielfach auch weniger als eine Alternative zur direkten Abfallverbrennung, denn als Einstieg in die industrielle Mitverbrennung in Zementwerken, Ziegeleien, Kraftwerken und Hochöfen angesehen. Die Mitverbrennung heizwertreicher Fraktionen erscheint in diesem Zusammenhang ökonomisch vorteilhafter als die direkte Restmüllverbrennung (zur Mitverbrennung siehe Abschn. 3.1.5.1.3).

3.1.5.2.4 Schlußfolgerungen und Bewertung

607. Aus der Darstellung des Sachstands können folgende Schlußfolgerungen und Bewertungen für die MBA-Technik abgeleitet werden:

- Die Verfahrensentwicklung greift auf die Erfahrungen mit der gescheiterten Mischabfallkompostierung und mit der BRAM-Technik zurück, verfolgt aber ganz andere Ziele und behandelt teilweise ganz anders zusammengesetzte Abfälle. Daraus ergibt sich eine große Bandbreite denkbarer Verfahrensansätze und künftiger Anlagen, die wenig miteinander vergleichbar sein werden. Die ersten Anlagen gingen Ende 1995/Anfang 1996 in Betrieb.

- Bei der – zum Teil euphorisch kommentierten – Verfahrens- und Anlagenentwicklung sind zentrale konzeptionelle Fragen offengeblieben. Eine konsequente Abluft- und Sickerwassererfassung und -behandlung ist streng und konsequent zu regeln. Insgesamt kann der erreichte Entwicklungsstand – zumindest nach dem Kriterium des organischen Anteils im Trockenrückstand nach der TA Siedlungsabfall – noch nicht als „Stand der Technik" bezeichnet werden.

- Die von einigen Ländern und Entsorgungsträgern bevorzugte mechanisch-biologische Restabfallbehandlung ist zeit- und energieintensiv. Die Zeitintensität gilt auch für die Prüfung des Emissionsverhaltens der Behandlungsrückstände.

- Eine Verlängerung der Deponielaufzeit auf etwa das Doppelte im Vergleich zur Ablagerung unbehandelter Restabfälle scheint zwar möglich. Allerdings ist derzeit ungeklärt, ob dies auch bei einer Endablagerung der – thermisch nicht behandelten – Leichtstofffraktion zutrifft. Diese Laufzeitverlängerung ist jedoch im Vergleich zu der bei moderner thermischer Inertisierung erreichbaren kein Fortschritt. Allerdings müssen die herkömmlichen Rostschlacken sowie Filterstäube erst mit einem erheblichen Energieaufwand auslaugbeständig gemacht werden. Bei fehlenden Vermarktungsmöglichkeiten können die Inertmaterialen mit minimalem Deponiebedarf umweltneutral endgelagert werden, wobei die Kapazität eines Endlagers wesentlich weniger beansprucht wird als mit jedem biologischen Verfahren.

- Viele der derzeit offenen Fragen werden durch laufende Forschungsvorhaben in den nächsten Jahren beantwortet werden. Aufgrund dann vorliegender Ergebnisse sollten Zulassungs- und Deponiekriterien für die Stabilisierungsverfahren – nicht alternativ, sondern zusätzlich zu den Inertisierungsverfahren, und zwar mit Befristungen und Einschränkungen – erlassen werden.

- Die Aufnahme neuer Zuordnungskriterien in die TA Siedlungsabfall mit dem Ziel, die Ablagerungen von Behandlungsrückständen aus nichtthermischen Anlagen uneingeschränkt zuzulassen, ist zum jetzigen Zeitpunkt nicht sinnvoll. Es besteht noch keine Übereinstimmung über aussagefähige Parameter. Selbst wenn ein tragfähiger Konsens in absehbarer Zeit herbeigeführt würde, kann es eine Gleichwertigkeit der thermischen Inertisierung mit der mechanisch-biologischen vorläufigen Stabilisierung nicht geben. Es handelt sich um grundlegend andere Prozesse mit anderen Endprodukten, für die auch andere Maßstäbe der Deponierbarkeit gelten müssen. Eine Gleichstellung beider ist daher auch künftig nicht zu empfehlen.
- Der Umweltrat sieht keinen Grund, seine im Sondergutachten Abfallwirtschaft festgelegten Maßstäbe für die Endlagerung von Restabfällen umzustoßen. Sie entsprechen zudem dem Leitgedanken einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Er unterstützt nach wie vor die Absicht der Bundesregierung, an den Zielen der TA Siedlungsabfall festzuhalten, und würde eine Verkürzung der Übergangsfristen begrüßen. In jedem Falle aber sollten die Vollzugsbehörden der Länder einer großzügigen Auslegung der Ausnahmeregelung entgegenwirken. Des weiteren hält es der Umweltrat für wünschenswert, die hohen Anforderungen der TA Siedlungsabfall auch in den Vorschlag einer europäischen Richtlinie für Abfalldeponien einzubringen. Der jetzt vorliegende Vorschlag gewährleistet das noch nicht (s. Kasten „Vereinheitlichung europäischer Standards für Abfalldeponien").
- Der Umweltrat wendet sich gegen die Praxis, die den Ausnahmefall hinsichtlich der Übergangsfristen bis zum Jahre 2005 zum Regelfall macht.

Vereinheitlichung europäischer Standards für Abfalldeponien

Die Kommission der Europäischen Gemeinschaft hat dem Rat im Juni 1991 einen Richtlinienvorschlag über Abfalldeponien unterbreitet. Nach langwierigen Beratungen hat der Rat im Oktober 1995 einen gemeinsamen Standpunkt festgelegt, der im Mai 1996 vom Europäischen Parlament wegen des unzureichenden Umweltschutzniveaus abgelehnt wurde. Daraufhin hat der Rat die Kommission aufgefordert, einen neuen Vorschlag zu unterbreiten. Dieser wurde im März 1997 vorgelegt (KOM (97) 105 endg.; Ratsdokument 6692/97).

Der erste Vorschlag wäre gegenüber den Anforderungen der TA Siedlungsabfall ein Rückschritt gewesen; die Vorbehandlung der Restabfälle war zum Beispiel überhaupt nicht vorgesehen. Der neue Vorschlag ist wesentlich verbessert worden, liegt aber ebenfalls noch unterhalb des TASi-Niveaus. Der Bundesrat hat in einer Stellungnahme den Vorschlag begrüßt, gleichzeitig aber Überarbeitungsbedarf angemeldet und die Bundesregierung gebeten, sich bei den weiteren Beratungen auf den Sachverstand der Länder zu stützen (BR-Drs. 202/97). Zur geforderten Behandlung der Abfälle vor der Deponierung stellt er zum Beispiel fest, daß dies grundsätzlich dem Vorgehen in Deutschland für eine nachsorgearme Deponie entspräche, eine Vorbehandlung uneingeschränkt für alle Abfallsorten zu fordern aber unangemessen sei. Verschiedene Abfallarten erfüllten die Annahmekriterien auch ohne Vorbehandlung. Im übrigen begrüßt der Bundesrat die ausdrückliche Berücksichtigung auch biologischer Behandlungsverfahren in dem Richtlinienvorschlag.

3.1.5.3 Entsorgungsvarianten mit der besonderen Option der Brennstofferzeugung

608. In den letzten Jahren können drei Entwicklungslinien (Zielvarianten) sowie zwei Komplexitätsstufen (Intensitätsstufen) bei den errichteten oder geplanten Anlagen beobachtet werden. Sie sind Folge oder Bestandteil des örtlichen Entsorgungskonzeptes zur Lenkung der Abfallströme. Die Verfahrensentwicklungen hängen nicht nur mit der Restabfallzusammensetzung unmittelbar zusammen, sondern auch mit der Bereitschaft vor Ort, Verbrennungsprozesse in die Verfahrensketten einzubinden. Mit dem Wandel zu ausdifferenzierten, integrierten Abfallkonzepten steigen aber auch die Komplexität der Anlagen und der verfahrenstechnische Aufwand an.

Das ursprünglich verfolgte Ziel der mechanisch-biologischen Anlagenkonzepte ist eine durch vorgeschaltete mechanische Stufen optimierte biologische Endbehandlung von Restabfällen vor ihrer Deponierung (Tz. 606). Teilströme können ausgeschleust und einer stofflichen Verwertung zugeführt werden. Der Restabfall ist dabei als besondere Schadstoffsenke anzusehen; dazu tragen „Alltagsartikel" aus Haushalten sowie auch Sortierreste und andere Rückstände aus dem Gewerbe bei (JAGER et al., 1997, S. 333). Die Einbindung thermischer Verfahren ist entweder nicht vorgesehen (Zielvariante 1) oder kann für geeignete (heizwertreiche) Fraktionen eingerichtet werden (Zielvariante 2).

609. Verfahren einer dritten Variante stellen die Behandlung auf den völligen Verzicht auf eine Ablagerung organischer Bestandteile und die Erzeugung von verwertbaren Stofffraktionen ab – insbesondere die Erzeugung einer stapelbaren, störstofffreien Leichtstofffraktion mittleren Heizwerts. Dazu wird die übliche Abfolge der Verfahrensstufen „mechanisch-biologisch" umgekehrt: Der Restabfall wird auf biologischem Wege von nativ-organischem Kohlenstoff und Wasser befreit, um günstige Bedingungen für eine mechanische Sortierung oder Klassierung des Rückstands zu schaffen. Insofern handelt es sich um biologisch-mechanische Verfahrenskombinationen, an die sich eine thermische Stufe – Verwertung als Brennstoff oder Abfallverbrennung – anschließt (Zielvariante 3).

Vor allem durch Abscheidung stückiger Metalle kann eine gewisse Schadstoffentfrachtung erreicht werden, während chemisch gebundene Schadstoffe im oder am Reststoff verbleiben (JAGER et al., 1997). Die Umweltverträglichkeit der gesamten Verfahrens-

kette der Variante 3 hängt wesentlich von den eingesetzten Wasch-, Verbrennungs- sowie Abluft- und Abwasserreinigungsprozessen ab. Das TASi-Ablagerungskriterium Glühverlust oder TOC-Wert entfällt wegen des Verzichts auf Ablagerung überhaupt. Hinsichtlich der Gefahr unkontrollierter Schadstoffdissipation über die Verwertung der erzeugten Sekundärrohstoffe bestehen Unsicherheiten, die beseitigt werden sollten.

In einer seit etwa einem Jahr laufenden Restabfallbehandlungsanlage des Lahn-Dill-Kreises in Aßlar (Tz. 565) wird diese dritte Zielvariante verfolgt: Aus dem Restabfall wird ein trockener Sekundärbrennstoff mittleren Heizwertes, das sogenannte Trockenstabilat, erzeugt. Im Zuge einer Heißrotte wird der nativ organische Abfall biologisch zu CO_2 und Wasserdampf umgesetzt sowie der Rest getrocknet. Dabei werden mechanisch separierbare Stör- und Wertstoffe aussortiert, die Wertstofffraktionen noch zusätzlich separiert und in einem Waschprozeß von anhaftenden staubförmigen Kontaminationen befreit. Für die so aufbereiteten Wertstoffe bestehen Abnahmezusagen seitens der Rohstoffindustrie zu Marktpreisen.

610. Hinsichtlich der Behandlungsintensität zeichnen sich einfachere Anlagen der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung – neben geringem verfahrenstechnischen Aufwand zur Stofftrennung – durch einfache Bauart, geringe Aufwendungen zur Ablufterfassung und -behandlung sowie durch geringen Automatisierungsgrad aus („extensive Verfahren" nach FRICKE et al., 1997). Sie genügen den Vorgaben der TA Siedlungsabfall nicht. Sie werden mit Ausnahmegenehmigungen weiterbetrieben.

Anlagen mit höherem verfahrenstechnischem Aufwand ermöglichen dagegen eine weitergehende Stofftrennung und eine gewisse Schadstoffentfrachtung der Hauptstoffströme. Sie sind gekennzeichnet durch hohe verfahrenstechnische und bauliche Aufwendungen, die eine intensive Ablufterfassung mit Abluftreinigung sowie hohem Automatisierungsgrad beinhalten („intensive Verfahren" nach FRICKE et al., 1997). Während die Anlagen selbst als TASi-konform anzusehen sind, können die erzeugten Rückstände nicht nach TA Siedlungsabfall uneingeschränkt (end-)gelagert werden. Die Einsatzfähigkeit dieser Anlagen hängt davon ab, inwieweit die Rückstände thermisch verwertet oder behandelt werden. Ausnahmegenehmigungen zur uneingeschränkten Ablagerung der Rückstände laufen den Zielen der TA Siedlungsabfall zuwider.

611. Insgesamt sind Tendenzen zu mehr Aufwand und Flexibilität in der stoffstromspezifischen Behandlung – auch mit der Option einer thermischen Stufe – sowie zu erhöhtem verfahrenstechnischem Aufwand zur Beherrschung von Emissionen in die Luft erkennbar. Den Mehraufwendungen stehen bessere Vermarktbarkeit oder höhere Erlöse der verwertbaren Stofffraktionen gegenüber. Im günstigsten Falle kommen ein Verzicht auf Ablagerung und damit weitere Kosteneinsparungen in Betracht.

Zwischen Zielvarianten und Intensitätsstufen der errichteten oder geplanten Abfallbehandlungsanlagen besteht insofern eine enge Beziehung, als sich bestimmte abfallwirtschaftliche Ziele nur mit hohem verfahrenstechnischem beziehungsweise energetischem Aufwand erreichen lassen. Bezeichnend ist der Wandel von anfänglich ablagerungsorientierten Verfahren hin zu verwertungsorientierten Verfahrensketten schon allein deswegen, weil der Restabfall ursprünglich den nicht mehr verwertbaren Rest darstellen sollte. Mit steigendem Verfahrensaufwand gelingt jedoch eine zunehmende Verwertungstiefe. Diese Entwicklungen laufen zwangsweise auf eine vorteilhafte Kombination von Stofftrennung und thermischer Behandlung hinaus. Die Frage, ob die sich entwickelnde „intelligente Abfallverbrennung" die herkömmliche Verbrennung ablösen kann, ist noch offen.

Hinsichtlich der Emissionen bekräftigt der Umweltrat die Forderungen in seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft (SRU, 1991); dies gilt auch für die unerwünschte Schadstoffdissipation über die stoffliche Verwertung. Er wird die Entwicklungen kritisch verfolgen, fordert aber bereits jetzt, daß die erzeugten Abfallbrennstoffe mit hohem energetischem Wirkungsgrad verbrannt werden müssen, und zwar in Anlagen, die dem von der 17. BImSchV definierten Stand der Technik genügen.

3.1.5.4 Verwertung und Beseitigung von Kunststoffen aus Verpackungsabfällen

612. Eigens geregelt durch die Verpackungsverordnung sind die Verwertungs- und Beseitigungswege für die im Hausmüll vorherrschenden Verpackungsabfälle und damit auch für die Verpackungskunststoffe (Tz. 552 ff.). Für die Verwertung dieser Kunststoffe aus Sammlungen des Systems „Grüner Punkt" stehen werkstoffliche und rohstoffliche Verfahren zur Verfügung. Über die Mengen an Verkaufsverpackungen, die erfaßt, sortiert und der Verwertung zugeführt werden konnten, werden jährlich „Mengenstromnachweise" veröffentlicht (vgl. Duales System Deutschland GmbH, 1997). Energetische Verwertung, bei der die Kunststoffe als Brennstoff eingesetzt werden, ist mit Ausnahme der Sortierreste nach Verpackungsverordnung nicht zulässig. Bei der Auswahl der künftig zu wählenden Verwertungsverfahren soll neben den Kosten auch die Umweltverträglichkeit ein entscheidendes Kriterium sein. Zur Beurteilung der jeweiligen Umweltauswirkungen der Verfahren liegt eine Studie der Arbeitsgemeinschaft Kunststoffverwertung vor (Arbeitsgemeinschaft Kunststoffverwertung, 1995, S. 32). Sie bilanzierte zehn Verwertungswege für Kunststoffe aus Sammlungen des Systems „Grüner Punkt":

- Beispiele für die werkstoffliche Verwertung:
  - Herstellung von Tensid- und Düngerflaschen aus der Flaschenfraktion
  - Herstellung von Kabelrohren aus der Folienfraktion
  - Herstellung von Abfallsäcken aus der Folienfraktion

- Beispiele für die rohstoffliche Verwertung (mit integrierter Abhitzeverwertung):
  - Festbettvergasung
  - Konversion zu petrochemischen Produkten
  - Einsatz im Hochofen als Reduktionsmittel
  - Hydrierung zusammen mit Vakuumrückstandsölen
  - Vergasung in der Wirbelschicht
- Beispiele für die energetische Verwertung:
  - thermische Behandlung in Abfallverbrennungsanlagen mit Nutzenergiegewinnung
  - Verbrennung in der Wirbelschicht.

613. Die Studie kommt zu folgendem Ergebnis: Von den rohstofflichen und energetischen Verfahren sind der Einsatz im Hochofen, die Konversion zu petrochemischen Erzeugnissen und die energetische Verwertung in der Wirbelschicht ökologisch vorteilhaft. Die Hydrierung folgt mit Einschränkungen. Die energetischen Verwertungsverfahren liefern die geringsten Abfallmengen. Die werkstofflichen Verwertungsverfahren weisen insbesondere dann ökologische Vorteile gegenüber den rohstofflichen und energetischen Verwertungsverfahren auf, wenn Neukunststoffe im Verhältnis 1 : 1 ersetzt werden. Unter dieser Voraussetzung vermindern die werkstofflichen Verwertungsverfahren im Vergleich zu den rohstofflichen und energetischen den Ressourcenverbrauch und die Emissionen. Ursache für diesen Vorteil der werkstofflichen Verfahren ist die Möglichkeit, einen Teil der für die Herstellung der Kunststoffe aufgewendeten Energie zu erhalten. Wird wesentlich weniger als 1 kg Neukunststoff durch 1 kg Altkunststoff ersetzt, so weisen die werkstofflichen Verwertungsverfahren gegenüber den rohstofflichen und energetischen Verfahren keine Vorteile mehr auf.

614. Abschließend sei noch festgehalten:

- Für die ökologische Bewertung einer Verwertungsstrategie kommt es entscheidend auf folgendes an: (1) Welche mit Primärressourcen beschickten Prozesse und welche (Vor-)Produkte und -mengen werden durch eine Abfall verwertende Prozeßkette ersetzt, und (2) welche ökologisch bedeutsamen Abfall-Aufbereitungsaufwendungen sind erforderlich, um die beschriebene Substitutionswirkung zu erzielen?
- Der Aufwand, den das System „Grüner Punkt" für Sammlung, Sortierung und Transport zur werkstofflichen Verwertung von Kunststoffen verursacht, spricht womöglich aus ökonomischer Sicht gegen diese Verwertung, nicht jedoch aus ökologischer Sicht. Der erforderliche Energieaufwand beträgt nämlich nur 1 bis 2 MJ je Kilogramm verwerteten Kunststoffs oder nur etwa 3 bis 5 % des durch werkstoffliche Verfahren erbrachten tatsächlichen energetischen Vorteils.
- Nicht alle betrachteten Verwertungsverfahren verringern das „Treibhauspotential" im Vergleich zur bisherigen Beseitigung auf Deponien.
- Eine Sonderbetrachtung der Verbrennung von Mischkunststoffen in Abfallverbrennungsanlagen in Verbindung mit werkstofflicher Verwertung der Flaschen- und Folienfraktion aus einem Bringsystem ergibt: Die für sich betrachtet höherwertige werkstoffliche Verwertung dieser Fraktionen vermag allerdings nicht den entgangenen Nutzen auszugleichen, der sich aus einem universalen Verwertungsverfahren mit Einschluß der Mischkunststofffraktion ergeben würde.

Da Kunststoffe aus Sammlungen des Systems „Grüner Punkt" nicht vollständig werkstofflich verwertet werden können, muß eine ökologisch sinnvolle Verwertungsstrategie, welche die Vorteile aller Verwertungswege so gut wie möglich nutzt, werkstoffliche und rohstoffliche Verwertungen einsetzen, und zwar in Verbindung mit einer energetischen Verwertung der nicht stofflich nutzbaren Abfallkunststoffe.

3.1.5.5 Verwertung und Beseitigung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen (Sonderabfällen)

615. Was für Gewerbeabfälle allgemein beklagt wird, nämlich daß in der letzten Zeit über ihren Verbleib erhebliche Unklarheit herrscht, gilt insbesondere auch für Sonderabfälle. Bei diesen Sonderabfällen handelt es sich zum Beispiel um Schlämme aus industriellen Abwasserreinigungsanlagen, Altöle, Lackschlämme, Schleifschlämme, Schlämme aus Tank- und Faßwäsche, kontaminierte Böden und Produkte aus Reinigungsanlagen, Filter- und Bleicherden, Öl-Wasser-Emulsionen, Lösemittel und Lösemittelgemische, belastete Abwässer, ölhaltige Betriebsmittel und kontaminiertes Verpackungsmaterial.

Wegen der lückenhaften Durchführung des Begleitscheinverfahrens nach der Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung (AbfRestÜberwV vom 3. April 1990) und der nachhinkenden Landesstatistiken sind die derzeitigen Entsorgungs- und Verwertungswege unübersichtlich.

616. Die neue Verordnung über Verwertungs- und Beseitigungsnachweise (NachwV vom 10. September 1996) vereinfacht und beschleunigt das bisherige Begleitscheinverfahren. Sie hat einen Entsorgungsnachweis eingeführt, der aus der Verantwortlichen Erklärung des Abfallerzeugers, der Annahmeerklärung des Abfallentsorgers und der Bestätigung der Behörde über die Zulässigkeit der vorgesehenen Entsorgung besteht (§ 3). Bei Entsorgungsfachbetrieben kann die Bestätigung der Behörde entfallen (§ 10). Statt – der Illusion – einer lückenlosen behördlichen Überwachung vertraut die neue Verordnung der Eigenüberwachung der Entsorgungsfachbetriebe. Bei ihnen genügt für den Nachweis der Entsorgung statt des sonst vorgeschriebenen Begleitscheins (§ 15) ein einfacher Listennachweis (§ 21).

Es ist zu erwarten, daß die Verordnung zur Bestimmung von besonders überwachungsbedürftigen Abfällen in Verbindung mit der Verordnung zur Einführung des europäischen Abfallkatalogs (EAKV) ab dem 1. Januar 1999 weitere Möglichkeiten bietet, be-

sonders überwachungsbedürftige Abfälle in – nur überwachungsbedürftige – Abfälle zur Verwertung umzudeklarieren. Zumindest der Entwurf der Verordnung ordnet in vielen Fällen Abfälle nicht eindeutig bestimmten Abfallschlüsselnummern zu.

617. Erste Versuche, einen Überblick über die Abfallströme zu gewinnen, wurden von der Deutschen Projekt-Union (DPU, 1996) unternommen. Nach dieser Erfassung wurden in den letzten Jahren jährlich etwa eine Million Tonnen Abfälle nicht mehr inländischen – der 17. BImSchV unterworfenen – Sonderabfallverbrennungsanlagen, Bodenbehandlungsanlagen, Altölaufbereitungsanlagen oder chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen zugeführt. Etwa 380 000 t wurden in deutschen Zementwerken verarbeitet. Weitere 120 000 bis 240 000 t, vermengt mit 130 000 t Zuschlagstoffen (Kohle, Sägespäne, Kieselgur), dienten der Ersatzbrennstoffherstellung. Davon wurden 100 000 bis 200 000 t in belgischen, etwa 100 000 t in französischen, etwa 30 000 t in polnischen und nur 20 000 bis 40 000 t in deutschen Zementwerken verarbeitet. 100 000 bis 180 000 t wurden unmittelbar in Industriekraftwerken verbrannt, zusätzlich etwa 20 000 t auf dem Umweg über die Ersatzbrennstoffherstellung. Etwa 150 000 t Abfälle und 85 000 t kontaminierte Böden wurden an Sonderabfallbehandlungsanlagen Frankreichs und der Niederlande geliefert. Geringere Mengen gingen in Vergasungsanlagen (50 000 bis 100 000 t), Hochöfen (15 000 t unmittelbar und 50 000 t über die Schlammtrocknung) oder nach „Schadstoff-Immobilisierung" auf Deponien (rund 50 000 t), wie in der Übergangsfrist bis zum 1. April 1997 für „Altdeponien" noch zugelassen (Punkt 12.2 TA Abfall).

618. Eine Aufteilung nach Bundesländern entsprechend ihrem Anteil an der Verwertung und Beseitigung überwachungsbedürftiger und besonders überwachungsbedürftiger Abfälle außerhalb von deutschen Sonderabfallverbrennungsanlagen zeigt (DPU, 1996):

- **Länder mit einem hohen Anteil: Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg**
  - In Nordrhein-Westfalen befinden sich die wichtigsten Unternehmen zur Ersatzbrennstoffherstellung (7 Mischbetriebe, jährlich 100 000 t Sonderabfälle) und Ersatzbrennstoffabnehmer (2 Zementwerke). Auch zwei Industriekraftwerke verwerten jährlich 100 000 t. Insgesamt werden mehrere hunderttausend Tonnen überwachungsbedürftiger und besonders überwachungsbedürftiger Stoffe zur Ersatzbrennstoffherstellung eingesetzt. Verwertungs- und Entsorgungsanlagen im benachbarten Ausland, vor allem in den Niederlanden (Rotterdam), bieten sich besonders für Nordrhein-Westfalen an. Die außerhalb deutscher Sonderabfallverbrennungsanlagen verwertete und beseitigte Menge wird auf jährlich fast 400 000 t geschätzt.

    Eine öffentlich zugängliche Sonderabfallverbrennungsanlage befindet sich in Herten. Firmenfremden zugänglich sind teilweise die Anlagen in Wesseling, Niederkassel, Bergkamen, Krefeld, Dormagen und Leverkusen. Diese und andere Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigen jährlich rund 120 000 t.
  - Baden-Württemberg führt jährlich mehr als jeweils 30 000 t Ersatzbrennstoffe in belgische und französische Zementwerke und Entsorgungsanlagen aus. Insgesamt wird die außerhalb deutscher Sonderabfallverbrennungsanlagen verwertete und beseitigte Menge auf jährlich etwa 160 000 t geschätzt.
  - Baden-Württemberg hat keine öffentlich zugänglichen Sonderabfallverbrennungsanlagen. Es hat aber Kontingente an solchen Anlagen außerhalb erworben. Die so beseitigte Menge wird auf 10 000 t im Jahr geschätzt.
- **Länder mit einem mittleren Anteil: Rheinland-Pfalz, Saarland**
  - Beide Länder führen erhebliche Mengen nach Frankreich aus, darunter zu chemisch-physikalischen Behandlungsanlagen und dann weiter zur Beseitigung in Sonderabfallverbrennungsanlagen. *Rheinland-Pfalz* verbrachte 1994 außerdem 8 000 t Ersatzbrennstoffe nach Belgien und 4 000 t kontaminierte Böden in die Niederlande. Derzeit nimmt auch die Sonderabfalldeponie Gerolsheim noch beträchtliche Mengen auf.
  - Teilweise öffentlich zugänglich ist die Sonderabfallverbrennungsanlage der BASF. Die in deutschen Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigte Abfallmenge wird auf 2 000 t im Jahr geschätzt.
- **Länder mit einem mittleren bis geringen Anteil: Niedersachsen, Bremen, Hamburg, Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern**
  - Für besonders überwachungsbedürftige Abfälle und überwachungsbedürftige Reststoffe werden in diesem Raum drei Zementwerke (jährlich etwa 120 000 t), eine Hochofenanlage (etwa 10 000 t), ein Industriekraftwerk, ein Kohlemischbetrieb und ein Betrieb zur Herstellung von Ersatzbrennstoffen sowie eine Sonderabfalldeponie eingesetzt, die rund 50 000 t annimmt. Die außerhalb deutscher Sonderabfallverbrennungsanlagen verwertete und beseitigte Menge wird auf jährlich etwa 240 000 t geschätzt.
  - In diesen Ländern befinden sich die AVG Hamburg, eine Anlage in Bramsche und seit kurzem die Sonderabfallverbrennungsanlage Brunsbüttel und die Pyrolyse/HTV Salzgitter. Die in deutschen Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigte Abfallmenge wird auf etwa 100 000 t im Jahr geschätzt.
- **Länder mit einem geringen Anteil: Bayern, Hessen, Thüringen, Berlin, Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen**
  - In Bayern sind Sonderabfälle weitgehend unter Kontrolle der Gesellschaft zur Entsorgung von Sondermüll mbH (GSB) und des Zweckverbandes Sondermüll-Entsorgung Mittelfranken (ZVSMM). Alternative Verwertungswege für Altöl eröffnen in geringem Umfang vier Zement-

werke und ein Hochofen. Die außerhalb deutscher Sonderabfallverbrennungsanlagen verwertete und beseitigte Menge wird auf jährlich etwa 50 000 t geschätzt.

An öffentlich zugänglichen Sonderabfallverbrennungsanlagen gibt es die Anlage in Schwabach und die in Ebenhausen. Die in deutschen Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigten Abfallmengen werden auf etwa 160 000 t im Jahr geschätzt.

- In Hessen und Thüringen werden brennbare Sonderabfälle einschließlich Reststoffe weitgehend von der Hessischen Industriemüll GmbH (HIM) beziehungsweise der Thüringer Sonderabfallgemeinschaft mbH (TSA) erfaßt. Alternative Verwertungswege bestehen lediglich in zwei Zementwerken und in der in geringem Umfang genutzten Möglichkeit, kontaminierte Böden (jährlich etwa 5 000 t) und Filterstäube (jährlich etwa 4 000 t) in die Niederlande zu verbringen – insgesamt rund 15 000 t im Jahr.

- Eine öffentlich zugängliche Sonderabfallverbrennungsanlage betreibt die HIM im südhessischen Biebesheim. An Sonderabfall aus Hessen und Thüringen kommen jährlich etwa 120 000 t zur Verbrennung in deutschen Sonderabfallverbrennungsanlagen.

- In Berlin, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Sachsen beseitigt eine Vergasungsanlage einen Großteil der Sonderabfälle (jährlich etwa 50 000 bis 100 000 t). Außerdem werden 10 000 t Lackschlämme in einem Hochofen und etwa 60 000 t Altöl in einem Zementwerk verwertet. Große Mengen belasteten Bauschutts und ölverunreinigten Bodens nehmen Altdeponien im Raum Halle-Bitterfeld auf. Geplant ist die Verwertung von Abfällen in einem Zementwerk. Die außerhalb deutscher Sonderabfallverbrennungsanlagen verwertete und beseitigte Menge wird auf jährlich etwa 150 000 t geschätzt.

  Eine öffentlich zugängliche Sonderabfallverbrennungsanlage gibt es in Schöneiche. Die in deutschen Sonderabfallverbrennungsanlagen beseitigte Abfallmenge wird auf jährlich etwa 160 000 t geschätzt.

Die Umgehung strengerer inländischer Umweltvorschriften durch Verbringung ins Ausland ist aus Umweltgründen zu bedauern, betriebswirtschaftlich ist sie naturgemäß attraktiv, unter Umständen auch zwingend. Soweit man nicht gleich den Transport von Abfällen zur Verwertung über Landesgrenzen unterbinden will, bleibt nur, politisch auf gleiche Rahmenbedingungen hinzuwirken.

619. Im Zuge des Ablaufens von Fristen und vollständigen Wirksamwerdens des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes und seiner untergesetzlichen Regelungen wird – von der Verbringung ins umweltrechtlich schwächer geregelte Ausland einmal abgesehen – mit einer für die Auslastung von Sonderabfallverbrennungsanlagen sowohl günstigen als auch ungünstigen Entwicklung gerechnet:

Stoffe, die einen Heizwert von unter 11 MJ/kg aufweisen und somit keine Abfälle zur energetischen Verwertung darstellen und bisher in Ersatzbrennstoffe wie Industriekohle oder verunreinigte Sägespäne eingemischt wurden, erscheinen voraussichtlich – mit zunehmender Tendenz zur Ablehnung der Begleitscheine oder Verweigerung der Notifizierung für die Verbringung – nach und nach auf dem Markt und werden aus Preisgründen nur zu einem geringen Teil den Weg in die Sonderabfallverbrennung nehmen. Man rechnet mit mindestens 40 000 t Schleifschlämmen, Schlämmen aus der Tankreinigung und so weiter sowie sonstigen verunreinigten Böden im ersten Jahr nach Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (DPU, 1996, S. 85).

Die letzte Übergangsfrist der 17. BImSchV endete am 1. Dezember 1996. Abfallverbrennung unter Geltung der höheren Emissionswerte der TA Luft ist nicht mehr zulässig, bei der „Mitverbrennung" gilt die „Mischungsregel" (Abschn. 3.1.5.1.3). Die notwendig werdende Nachrüstung zur Einhaltung der Grenzwerte, insbesondere bei Quecksilber, macht den Einsatz von Altöl in Zementwerken wirtschaftlich weniger vorteilhaft. Altölaufbereiter rechnen damit, daß ihnen daher jährlich wieder rund 20 000 t besonders belasteter Abfälle zufließen.

Die Übergangsfrist für Altdeponien lief am 1. April 1997 aus. Jährlich dürfen damit etwa 50 000 t fester und pastöser Abfälle – Kunststoffbehältnisse mit schädlichen Verunreinigungen, Schleifschlämme, feste, fett- und ölverschmierte oder lösemittelhaltige und mit Chemikalien verunreinigte Betriebsmittel – nicht mehr deponiert werden. Es sind wegen ihres Heizwertes von weniger als 11 MJ/kg auch keine Abfälle zur thermischen Verwertung. Auch diese Stoffe dürften in die Abfallverbrennung gelangen.

Nach vollständigem Wirksamwerden und Ablauf aller Fristen des KrW-/AbfG und seiner nachgeordneten Regelungen, insbesondere der Verordnung zur Bestimmung besonders überwachungsbedürftiger Abfälle zum 1. Januar 1999, wird bei diesen bisher durch Verbrennung zu beseitigenden Abfällen mit einem Rückgang um 20 % gerechnet, da sie als minder schadstoffhaltige Abfälle zur Verwertung umdeklariert werden können.

620. Aus der Erwartung, daß die für eine ausreichende Auslastung der Sonderabfallverbrennungsanlagen nachteiligen Effekte überwiegen werden, wird vielfach eine Forderung an den Gesetzgeber abgeleitet. Er solle eingreifen, um unerwünschte Entwicklungen zu vermeiden, nämlich den mit einer Stillegung der Sonderabfallverbrennungsanlagen drohenden Verlust von Investitionen in Milliardenhöhe, die Umleitung der zu beseitigenden Abfälle ins Ausland und in unbefriedigende „Verwertungen" sowie die außerordentliche Verteuerung der Beseitigung des Restabfalls. Er solle es in der Weise tun, daß er zur Abgrenzung von Abfällen zur Verwertung und solchen zur Beseitigung die Definition des Bund-Länder-Konsenspapiers (s. Tz. 424 ff.) verbindlich macht und für die Mitverbrennung von Abfällen die „Mischungsregel" insofern nachbessert, als in die

Mischwertberechnung der effektiven Emissionsgrenzwerte nicht mehr die TA-Luft-Grenzwerte des Betriebs mit Regelbrennstoffen, sondern die tatsächlichen Betriebswerte einzugehen hätten. Er solle weiter für eine zuverlässige behördliche Durchführung und Überwachung im Nachweisverfahren sorgen (zur Problematik der Mitverbrennung s. auch Abschn. 3.1.5.1.3).

621. Solchen Forderungen kann sich der Rat nur eingeschränkt anschließen: Zwar müssen Mängel im Vollzug der Gesetze durch eine angemessene Überwachung möglichst unterbunden werden. Die Auslastung inländischer Kapazitäten zur Entsorgung kann jedoch kein Argument sein gegen kostengünstigere Wege, die die Abfallströme erwartungsgemäß finden – auch nicht der Hinweis, diese Wege verliefen zwar noch innerhalb der rechtlichen Grenzen, auf andere Weise ließen sich aber noch geringere Emissionen erzielen. Eine Verhinderung der Abfall-Mitverbrennung im Inland durch eine nicht vom Vorsorgeprinzip gerechtfertigte Verschärfung der effektiven Emissionsgrenzwerte zum Zwecke der besseren Auslastung teurer Sonderabfallverbrennungsanlagen ist dagegen nicht begründet (zu den grenzüberschreitenden Abfallströmen s. Abschn. 3.1.3).

3.1.5.6 Verwertung und Beseitigung von Klärschlämmen

622. Klärschlamm ist der bei der Behandlung von Abwasser in Abwasserbehandlungsanlagen und zugehörigen Anlagen zur weiteren Abwasserreinigung anfallende Schlamm. Er wird auch dann noch so genannt, wenn er entwässert, getrocknet oder in sonstiger Form behandelt wurde. Industrie-Klärschlamm ist nach Zusammensetzung und Inhaltsstoffen Sonderabfall und muß in der Regel verbrannt werden (s. Abschn. 3.1.5.5). Im weiteren wird von kommunalen Klärschlämmen die Rede sein.

Mit Klärschlamm fallen in der Abwasserreinigung noch Rechengut und Sandfanggut an. Das in geringer Menge anfallende Rechengut ist mit Siedlungsabfällen zu entsorgen. Sandfanggut wird möglichst bereits in der Kläranlage oder in zentralen Behandlungsanlagen in anorganische und organische Bestandteile getrennt, der organische Teil wird der Verbrennung zugeführt.

623. Mengen und Eigenschaften von Klärschlämmen hängen von vielen, auch jahreszeitlichen, gebiets- und verfahrensabhängigen Einflüssen ab. Nach der durch die Abwasserbehandlungsmaßnahmen der letzten zwanzig Jahre erzielten Entlastung der Gewässer von leicht abbaubaren organischen Verbindungen, also Kohlenstoffverbindungen, traten in den letzten Jahren die Pflanzennährstoffe Phosphor und Stickstoff sowie biologisch schwer abbaubare organische Verbindungen in den Vordergrund. Die im Hinblick auf diese Stoffe ergriffenen Maßnahmen weitergehender Abwasserbehandlung, insbesondere die chemische Fällung von Inhaltsstoffen, brachten eine erhebliche Erhöhung der anfallenden Klärschlamm-Mengen mit sich.

Zur Mengenangabe von Klärschlämmen

Der unbehandelte Schlamm (Rohschlamm) ist mit einem Wassergehalt von 95 bis 97 % flüssig und pumpfähig. Bei dem Prozeß seiner Stabilisierung – bei großen Kläranlagen in Faulbehältern – werden organische Feststoffe abgebaut und damit eine erste Verminderung der Schlamm-Menge erzielt. Der Wassergehalt liegt dann bei etwa 97,5 %. Je nach angestrebter Verwertung oder Beseitigung wird dieser Schlamm mechanisch entwässert; erreichbar sind Feststoffgehalte von 35 bis 40 %. Weitergehende Trocknung, also Erhöhung des Feststoffgehaltes, ist nur noch mittels Wasserverdampfung möglich; mit dieser thermischen Trocknung lassen sich Feststoffgehalte von mehr als 90 % erreichen. Wegen der großen Abhängigkeit des Volumens und des Gewichts vom Entwässerungsgrad bedient man sich der im Schlamm enthaltenden Masse der Trockensubstanz (TS) zur Angabe der Schlamm-Mengen.

Typische Werte für den Anfall von Klärschlamm sind: 80 g Trockensubstanz je Einwohner (Einwohnergleichwert) und Tag als Rohschlamm und 50 g je Einwohner und Tag nach Stabilisierung. Bei einem Wassergehalt von 97,5 % sind das 2 L je Einwohner und Tag, der organische Feststoffanteil liegt dann bei etwa 45 %.

624. Den rechtlichen Rahmen der Klärschlammentsorgung stecken das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz und die aufgrund des § 15 des bisherigen Abfallgesetzes erlassene Klärschlammverordnung (AbfKlärV) ab. Auch die TA Siedlungsabfall enthält Vorgaben, die sich auf die Entsorgung von Klärschlamm auswirken; insbesondere wird nach einer Übergangszeit die Ablagerung von Klärschlamm auf Deponien nicht mehr zulässig sein. Entsorgungspflichtig sind – entsprechend dem jeweiligen Landesabfallgesetz – kreisfreie Städte, Kreise und Abwasserverbände, die im Rahmen ihres Abfallwirtschaftskonzepts auch ein Klärschlammentsorgungskonzept erstellen müssen.

Landwirtschaftliche Verwertung

625. Wegen seines Gehaltes an organischer Substanz und an Pflanzennährstoffen empfiehlt sich Klärschlamm zur landbaulichen, das heißt landwirtschaftlichen und gärtnerischen Verwertung – solange dieser Verwendung nicht sein Schadstoffgehalt entgegensteht. Geregelt wird das Aufbringen von Klärschlamm auf landwirtschaftlich genutzte Böden von der Klärschlammverordnung (AbfKlärV vom 15. April 1992) mit dem Ziel, bei der erwünschten Verwertung der Rückstände der Abwasserbehandlung Bodenbelastungen, vor allem solche durch Schwermetalle, möglichst gering zu halten. Sie verbietet das Aufbringen von Rohschlamm überhaupt und von behandeltem Klärschlamm auf Gemüse- und Obstanbauflächen, auf Dauergrünland, auf forstwirtschaftlich genutzten Böden und auf Böden in den Zonen I und II von Wasserschutzgebieten, ebenso auf Uferrandstreifen oberirdischer Gewässer. Darüber

hinaus verbietet sie das Aufbringen von Klärschlamm dann, wenn bestimmte Schadstoffgehalte im Klärschlamm oder im Boden nicht unterschritten werden. Ansonsten dürfen binnen drei Jahren bis zu fünf Tonnen Klärschlamm-Trockenmasse auf den Hektar aufgebracht werden – es sei denn, das Düngemittelgesetz oder die Düngemittelverordnung stehen im Einzelfall dem entgegen. Diese verpflichten die landwirtschaftlichen Betriebe, Art, Menge und Zeit der Düngung nach dem Bedarf der Pflanzen und des Bodens zu bemessen.

Die Klärschlammverordnung enthält Höchstgehalte für Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) und polychlorierte Biphenyle (PCB), Dibenzodioxine (PCDD) und Dibenzofurane (PCDF). Außerdem ist der Klärschlamm auf die Pflanzennährstoffe Gesamt- und Ammoniumstickstoff, Phosphat, Kalium, Magnesium sowie den Trockenrückstand, die organische Substanz, die basisch wirksamen Stoffe und den pH-Wert in Abständen von längstens sechs Monaten zu untersuchen. Der Boden ist auf seinen pH-Wert, den Gehalt an pflanzenverfügbarem Phosphat, an Kalium und Magnesium in Abständen von zehn Jahren zu untersuchen.

Zur Bewertung weiterer organischer Schadstoffe im Klärschlamm liegt ein Konzept einer Arbeitsgemeinschaft der Umweltministerkonferenz vor. Das Konzept versucht, mit Hilfe von Datenblättern zu zahlreichen Stoffen die Erfassung schädlicher Inhaltsstoffe sowie technische und organisatorische Maßnahmen zu ihrer Minderung zu erleichtern.

Soweit Erkenntnisse aus dem Regierungsbezirk Köln (Bezirksregierung Köln, 1996) als typisch angesehen werden können, läßt sich feststellen, daß die Belastungen des Klärschlamms als Folge wasserrechtlicher Maßnahmen rückläufig sind. Bei dem in der Landwirtschaft verwerteten Schlamm liegen zur Zeit die Schwermetallgehalte im Mittel unterhalb der gemäß Klärschlammverordnung zulässigen Werte. Lediglich beim Zink werden die zulässigen Werte häufiger größenordnungsmäßig erreicht. Auch die Grenzwerte der organischen Schadstoffe PCB, PCDD und PCDF werden im Mittel erheblich unterschritten.

626. Von einer anderen Regelung des Düngemittelgesetzes erhofft man sich einen Abbau teilweise übertriebener Vorbehalte der Landwirte und eine Erhöhung ihrer Bereitschaft, Klärschlamm einzusetzen. Das Gesetz schreibt die Einrichtung eines Fonds zum Ausgleich von Schäden aus der Klärschlammaufbringung vor. Alle Kläranlagenbetreiber, die Klärschlamm landbaulich verwerten lassen, haben in diesen Fonds einzuzahlen, der mit 250 Mio. DM ausgestattet werden soll.

Kompostierung von Klärschlamm

627. Unter „Kompostierung" versteht man einen von Mikroorganismen bewirkten biochemischen Abbauprozeß organischer Stoffe. Bei der Kompostierung von Klärschlamm – er muß einen Feststoffgehalt von wenigstens 25 % enthalten, gegebenenfalls unter Zugabe von Strukturmaterial wie Sägemehl, Sägespäne, Baumrinde und Stroh – werden seine Menge vermindert sowie seine seuchenhygienischen Eigenschaften, Geruch und Konsistenz günstig beeinflußt. Für eine Ausbringung in die Landwirtschaft ist die Kompostierung von Klärschlamm, es sei denn zur Entseuchung, nicht erforderlich. Für Klärschlammkomposte kommen jedoch weitere Einsatzfelder in Frage, zum Beispiel die Landschaftsgestaltung. Damit tritt Klärschlammkompost in den Wettbewerb mit anderen Erzeugnissen, darunter Komposten von Grün- und Küchenabfällen. Wegen seines im Vergleich zu anderen Komposten höheren Nährstoff- und Schadstoffgehaltes ist Klärschlammkompost allerdings nur eingeschränkt verwendbar.

Ablagerung von Klärschlamm

628. Wegen fehlender Verwertungsmöglichkeiten und Verbrennungskapazitäten ist die Ablagerung von Klärschlamm – entwässert auf etwa 35 % Feststoffgehalt – auf Siedlungsabfalldeponien derzeit übliche Praxis. Die TA Siedlungsabfall fordert dagegen, daß abzulagernde Stoffe – als Anzeiger für das enthaltene organische Material – keinen höheren Glühverlust als 5 % oder keinen höheren TOC-Wert als 3 % aufweisen. Nach Ablauf der Übergangszeit wird die Ablagerung von Klärschlamm auf Deponien nicht mehr möglich sein. Auch eine vorgeschaltete Kompostierung kann die gestellten Anforderungen nicht erfüllen.

Verbrennung von Klärschlamm

629. Klärschlamm kann sowohl in besonderen Klärschlammverbrennungsanlagen als auch in Abfallverbrennungsanlagen verbrannt werden. Er kann auch in Steinkohle- und Braunkohlekraftwerken oder Industriefeuerungen mitverbrannt werden. Die Anforderungen an die Entwässerung des Klärschlamms sind unterschiedlich. Die in Steinkohlekraftwerken üblichen Schmelzkammerfeuerungen erfordern Volltrocknung auf einen Feststoffgehalt von über 90 %, andere Feuerungstechniken sind weniger anspruchsvoll. In Braunkohlekraftwerken genügen meist Entwässerung und Vermischung mit der Braunkohle. In Kraftwerken von RWE und Rheinbraun wird eine Mitverbrennung erprobt, bei der auf die energie- und kostenzehrende Vortrocknung des Klärschlamms verzichtet werden kann. In Klärschlammverbrennungsanlagen genügt eine Entwässerung auf rund 35 % Trockensubstanz zur Aufrechterhaltung einer autarken Verbrennung. Verbrennung mit Hausmüll in Abfallverbrennungsanlagen erfordert in der Regel weitergehende Trocknung. Auch Klärschlämme, die als Ersatzbrennstoff in Zementwerken eingesetzt werden sollen, müssen vollgetrocknet sein.

630. Zur Zeit gibt es in der Bundesrepublik Deutschland elf Anlagen zur thermischen Behandlung von kommunalen Klärschlämmen und sieben betriebseigene Anlagen für überwiegend industrielle Klärschlämme, von denen drei auch kommunale Klärschlämme verbrennen. In diesen 18 Anlagen werden jährlich etwa 0,46 Mio. t Klärschlamm-Trockensubstanz verbrannt. Im Bau befindlich oder geplant sind sechs weitere Anlagen. Mit ihnen erhöht sich die

Kapazität der Klärschlammverbrennungsanlagen auf etwa 0,66 Mio. t im Jahr. Außerdem wird die Mitentsorgung von kommunalen Klärschlämmen in zehn Hausmüllverbrennungsanlagen und in einer Pyrolyseanlage realisiert sowie in drei weiteren Hausmüllverbrennungsanlagen und einer Schwel-Brenn-Anlage vorgesehen. Damit könnte künftig eine zusätzliche Entsorgungskapazität von 0,17 Mio. t Trockensubstanz im Jahr zur Verfügung stehen (JOHNKE und WIEBUSCH, 1997; WIEBUSCH et al., 1997).

Weitere Entsorgungskapazität ist durch die Mitverbrennung von Klärschlämmen in Kohlekraftwerken entstanden. In zwei Steinkohlekraftwerken mit Schmelzkammerfeuerung können im genehmigten Dauerbetrieb etwa 17 000 t Trockensubstanz im Jahr mitverbrannt werden. An neun Standorten ist die Mitverbrennung in Steinkohle- oder Braunkohlekraftwerken geplant oder wird im Probebetrieb durchgeführt. Die deutschen Kohlekraftwerke könnten – bei einer Zugabe von Klärschlamm in Höhe von etwa 2,5 Gewichtsprozenten oder 1,5 % der Feuerungswärmeleistung – theoretisch die gesamten Klärschlämme Deutschlands mitverbrennen (zur Problematik der Mitverbrennung s. Abschn. 3.1.5.1.3).

Andere Verfahren der Klärschlammbehandlung

631. Weitere Verfahren zur Klärschlammbehandlung befinden sich in der Entwicklung (thermische, chemisch-physikalische Verfahren, Einsatz bei der mechanisch-biologischen Abfallbehandlung, Naßoxidationsverfahren, Hydrothermaloxidation, Hydrolyseverfahren, Mikrowellen-Hochdruckverfahren). Sie leisten derzeit keinen nennenswerten Beitrag zur Entsorgung. Auch für die voraussehbare Zukunft wird nur der Braunkohle/Klärschlamm-Vergasung der SVZ Schwarze Pumpe ein Potential eingeräumt, und zwar für Klärschlämme aus Berlin.

Voraussichtliche Entwicklung

632. Weitergehende Maßnahmen der Abwasserreinigung bedeuten fast zwangsläufig mehr Klärschlammerzeugung. Sie haben nur dann nicht auch höhere Schadstoffgehalte im Rohschlamm zur Folge, wenn sie bei der Abwassereinleitung in das Kanalnetz ansetzen. Dies ist Mitte der achtziger Jahre in größeren Gemeinden mit den sogenannten Indirekteinleiter-Verordnungen der Länder geschehen, die den Gehalt der Klärschlämme an Schwermetallen und chlororganischen Verbindungen deutlich gesenkt haben. Dagegen hat die durch die Allgemeine Rahmen-Abwasser-Verwaltungsvorschrift (Rahmen-AbwasserVwV vom 31. Juli 1996) (Anhang 1 – jetzt in: Abwasserversorgung vom 21. März 1997) eingeleitete Fällung der Phosphate im Abwasser zu höheren Phosphatgehalten im Klärschlamm geführt. Bei anhaltender Zunahme der Bevölkerung in den Ballungsgebieten Deutschlands und weiterer Verbesserung der Klärtechnik wird mit einem Anstieg der jährlich anfallenden Klärschlamm-Mengen um rund 20 % gerechnet (Bezirksregierung Köln, 1996) beziehungsweise auf mehr als 3 Mio. t Trockensubstanz (JOHNKE und WIEBUSCH, 1997). Vorrang hat die stoffliche Verwertung dieser Abfälle. Derzeit wird angegeben, daß von den allein in den alten Bundesländern jährlich anfallenden 2,5 bis 2,75 Mio. t Klärschlamm-Trockensubstanz etwa 30 % des Klärschlamms landwirtschaftlich verwertet, 14 % verbrannt und 56 % auf Deponien abgelagert werden (JOHNKE und WIEBUSCH, 1997). Wenn auch der im Düngemittelgesetz vorgeschriebene Haftungsfonds die Akzeptanz landwirtschaftlicher Klärschlammaufbringung erhöhen wird, kann wegen der unstetigen Mengenentwicklung der Verwertung im Landschaftsbau und der Konkurrenz der Komposte aus Bioabfällen nicht damit gerechnet werden, daß sich die stoffliche Verwertungsrate von Klärschlämmen auf deutlich über 30 % steigern läßt.

633. Klärschlämme erreichen trotz Entwässerung und Trocknung auf über 90 % Trockensubstanz keinen Heizwert von 11 MJ/kg. Allerdings besteht die Möglichkeit, durch Wahl des Konditionierungsmittels, zum Beispiel Kohle, diese Grenze zu überschreiten. Im übrigen suchen Kläranlagenbetreiber mitunter im Hinblick auf § 6 Absatz 2 Satz 2 KrW-/AbfG geltend zu machen, daß ihre die Grenze von 11 MJ/kg Heizwert nicht einhaltenden Klärschlämme als Abfall aus nachwachsenden Rohstoffen einzustufen seien, die energetisch verwertet werden können, solange die Voraussetzungen der Nrn. 2 bis 4 von § 6 Absatz 2 Satz 2 KrW-/AbfG erfüllt sind. Nach § 6 Absatz 2 kann aber eine energetische Verwertung auch bei einem niedrigeren Heizwert durch Verordnung zugelassen werden. Eine solche Regelung für Klärschlämme würde dem Postulat der umweltverträglicheren Entsorgung genügen (§ 6 Abs. 1 Satz 2 i. V. m. § 5 Abs. 5 KrW-/AbfG).

3.1.5.7 Umgang mit Polyvinylchlorid (PVC) im Stoffkreislauf

634. Der Umweltrat hat in seinem Sondergutachten „Abfallwirtschaft" vom September 1990 (SRU, 1991) eine erste umfängliche Stellungnahme zur Umweltrelevanz von Erzeugnissen aus Polyvinylchlorid (PVC) abgegeben. Seine Bewertung erfolgte seinerzeit im wesentlichen unter zwei Gesichtspunkten:

- Zum einen sollte eine Rückentwicklung in der PVC-Produktion einen wesentlichen Beitrag zur „Rückbildung der Chlorchemie" liefern, in deren dynamischem Ausbau in den fünfziger und sechziger Jahren der Rat einen der entscheidenden Fehler in der industriellen Entwicklung des 20. Jahrhunderts vermutete und in der er folglich mittel- und langfristig „eine wissenschaftliche und unternehmerische Herausforderung" sah (Tz. 752, 775).
- Zum anderen wollte er den Gebrauch einer großen Zahl von PVC-Erzeugnissen nur dann hinnehmen, „wenn diese Produkte rückholbar beziehungsweise nach Gebrauch einsammelbar wären und wenn PVC bei der Verbrennung durch vollständige Kreislaufführung und Verwertung des gewonnenen Kochsalzes (NaCl) umweltverträglich umgesetzt werden könnte" (Tz. 748).

635. Für die Bewertung der Chlorchemie erachtete der Rat vor allem vier Produktionsausschnitte für umweltpolitisch besonders bedeutsam: chlorierte Lösungsmittel (CKW-Lösemittel), polychlorierte Biphe-

nyle (PCB), Fluorchlorkohlenwasserstoffe (FCKW), Halone und PVC. Die inzwischen eingetretene Entwicklung in diesen Produktionsausschnitten zeigt unterschiedliche Ergebnisse, die nicht auf eine Verschärfung von Umweltproblemen hinweisen. Zum Teil hat die Politik mit Stoffverboten oder Verwendungsverboten eingegriffen: Fluorchlorkohlenwasserstoffe/Halone sind durch die entsprechende Verordnung vom 6. Mai 1991 verboten, für PCB besteht nach § 15 Abs. 1 Nr. 14 der Gefahrstoffverordnung (GefStoffV) vom 26. Oktober 1993 ein weitreichendes Herstellungs- und Verwendungsverbot. Der Umweltrat will an dieser Stelle nicht die Diskussion über die Chlorchemie wieder aufgreifen. Er nimmt jedoch zur Kenntnis, daß durch die zwischenzeitlich eingetretene – auch durch seine Stellungnahme beeinflußte – Entwicklung in Produktions- und Entsorgungstechnik die von PVC ausgehenden Umweltprobleme nicht mehr als eigenständiges Argument für eine Rückbildung der Chlorchemie gelten können.

Ebenso will der Umweltrat an dieser Stelle nicht in die Diskussion eintreten, ob Stoffe allein schon deswegen nicht mehr in Verkehr gebracht werden sollten, weil sie in der Umwelt persistent, bioakkumulierend oder beides zugleich sind. Eine solche Diskussion wäre thematisch noch umfassender und müßte noch grundsätzlicher geführt werden als die Diskussion über die Zukunft der Chlorchemie. Eine entsprechend weitreichende Änderung in der Chemikalienpolitik, die auch die Abkehr vom Kriterium der Toxizität eines Stoffes bedeuten würde, hat ein Ausschuß zur Chemikalienpolitik (Chemicals Policy Committee CPC) der schwedischen Regierung in seinem Bericht vom Juni 1997 empfohlen (ENDS Report 269 June 1997, S. 21 bis 25). Eine der Grundlagen für den Bericht des CPC war eine Erklärung, auf die sich die 4. Ministerkonferenz über die Nordsee auf ihrer Tagung in Esbjerg, Dänemark, im Juni 1995 geeinigt hatte (ENDS Report 244, S. 19 bis 22). Deren Schlüsselforderung war, toxische, persistente and bioakkumulative Substanzen nur noch eingeschränkt in Verkehr zu bringen und bis zum Jahre 2020 ganz aus dem Verkehr zu nehmen. Es wird erwartet, daß die schwedische Regierung die Initiative für eine in diese Richtung gehende Neuformulierung der Umweltpolitik der EU ergreift. Der Umweltrat wird sich dann mit dieser Gesamtproblematik auseinandersetzen.

Wie im besonderen mit PVC zu verfahren sei, ist andererseits seit Jahren heftig umstritten. Zum einen ist dieser Stoff ein wirtschaftlich bedeutendes Massenerzeugnis, und zum anderen wird die Verwendung von PVC umweltpolitisch seit langem kontrovers diskutiert. Gewisse Verwendungseinschränkungen bestehen schon in der Praxis oder werden voraussichtlich in einer Novelle der Verpackungsverordnung geregelt. Allerdings hat in neuerer Zeit die Forderung nach einem Stoffverbot an politischer Unterstützung verloren.

636. Der Umweltrat hat die Auffassung vertreten, daß der Gebrauch von PVC in einer großen Zahl von Erzeugnissen unbedenklich sei, wenn diese Produkte rückholbar wären und wenn PVC bei der Verbrennung durch vollständige Kreislaufführung und Verwertung des Ausgangsstoffs Natriumchlorid umweltverträglich umgesetzt werden könnte. Dieses sah er unter den damaligen Umständen als nicht erfüllt an. Seither sind tiefgreifende Veränderungen rechtlicher, technischer und abfallwirtschaftlicher Art eingetreten. Sie können mit den Stichworten Verordnung über Verbrennungsanlagen (17. BImSchV), Verpackungsverordnung und System „Grüner Punkt" sowie TA Siedlungsabfall in Verbindung mit den korrespondierenden Emissionsminderungen, der Erhöhung der Recyclingquote von PVC und dem Deponieverbot für PVC beschrieben werden. Damit wird eine Neubewertung von PVC notwendig. Es stellt sich die Frage nach den Umweltwirkungen im anzustrebenden Kreislauf von Erzeugung, Gebrauch, Verwertung und Beseitigung beziehungsweise Verwertung/Entsorgung von PVC und ob diese Wirkungen – im Vergleich zu anderen Stoffen – ein Verbot von PVC oder eine Beschränkung seiner Verwendung aus heutiger Sicht rechtfertigen können.

3.1.5.7.1 Herstellung

637. Polyvinylchlorid ist – seit mehr als 60 Jahren großtechnisch hergestellt – der älteste thermoplastische Kunststoff und nach Polyethylen der wichtigste unter den Standardkunststoffen, von denen er sich chemisch durch seinen hohen Chlorgehalt von 57 % (in reinem PVC) grundlegend unterscheidet. Er hält diesen Rang dank seines günstigen Preises und seiner Materialeigenschaften (Witterungsbeständigkeit, Korrosionsbeständigkeit, schwere Entflammbarkeit, Beständigkeit gegen viele Chemikalien, schlechte Leitfähigkeit für Wärme und Schall, geringes Gewicht im Vergleich zu Stahl und mineralischen Baustoffen), die durch Zusatzstoffe in weitem Rahmen beeinflußbar sind.

638. PVC findet heute vor allem im Baugewerbe – es ist mit 66 % größter Abnehmer –, in der Elektrotechnik und im Kraftfahrzeugbau Anwendung. Etwa 15 % der Produktion sollen nach einigen Angaben in den Verpackungsbereich gehen, doch dieser hohe Prozentsatz wird durch andere Angaben nicht bestätigt. Derzeit befinden sich in Deutschland etwa 12 Mio. t PVC in der Verwendung. Dabei überwiegen langlebige Erzeugnisse. So haben zwanzig Jahre alte Produkte einen Anteil von 40 % aller im Gebrauch befindlichen PVC-Produkte.

639. Die Produktion von PVC in der Bundesrepublik Deutschland liegt derzeit bei rund 1,25 Mio. t/a. Sie erfuhr im ersten Halbjahr 1997 eine Ausweitung um 10 %. Die Entwicklung von Erzeugung, Einfuhr und Ausfuhr sowie Verbrauch in der ersten Hälfte der neunziger Jahre zeigt Tabelle 3.1.5-10. Angesichts eines annähernden Gleichgewichts zwischen Ausfuhr und Einfuhr verbleiben im Inland jährlich rund 1,25 Mio. t PVC.

Gewinnung der Ausgangsstoffe

640. Die für die Erzeugung von Vinylchlorid (VC), dem monomeren Ausgangsprodukt der PVC-Herstellung, benötigten Ausgangsstoffe Chlor und Ethylen (Ethen) oder Acetylen (Ethin) werden mit Standardverfahren aus den Rohstoffen Steinsalz und Erdöl gewonnen. Chlorgas ist zu 90 % eines der Produkte der

Tabelle 3.1.5-10

PVC-Mengenströme in Deutschland und PVC-Produktion in der Europäischen Union

	1990	1993	1994	1995
	Mio. t			
Erzeugung in Deutschland	1,6	1,21	1,26	1,23
Einfuhr nach Deutschland	0,52	0,53	0,62	0,59
Ausfuhr aus Deutschland	0,66	0,45	0,59	0,51
Verbrauch in Deutschland		1,28	1,28	1,24
Erzeugung in der Europäischen Union		4,86	5,35	5,16

Quelle: Statistisches Bundesamt, Produktionsstatistiken der betreffenden Jahre

Elektrolyse wäßriger Lösungen von Kochsalz (NaCl), dem einzig technisch wichtigen Verfahren zur Herstellung von Natronlauge (NaOH). Etwa 25 bis 30 % des in Deutschland gewonnenen Chlorgases gehen in die PVC-Synthese.

Für die ökologische Bewertung von PVC ist daher in Rechnung zu stellen, ob die PVC-Herstellung zu einer eigenständigen Nachfrage nach Chlor führt oder ob die PVC-Erzeugung als „Chlorsenke" dient. Dies ist von der Marktlage für die Produkte der Kochsalz-Elektrolyse (Natronlauge, Chlorgas, Wasserstoffgas) und von der Struktur der betreffenden Unternehmen abhängig.

641. Für die Elektrolyse von Kochsalz sind drei Verfahren bekannt:

a) Das *Amalgamverfahren*, mit dem zur Zeit noch etwa 60 % der Chlorproduktion erfolgt (BLAU, 1992), hat den Nachteil, Quecksilber zu emittieren. Für 1993 ist davon auszugehen, daß je Tonne erzeugten PVCs weniger als je 0,1 g Quecksilber in die Luft und in das Wasser gelangt sind. Die natürliche Wasserbelastung beträgt aber ein Vielfaches der Belastung durch die Quecksilberfrachten aus Amalgamanlagen.

b) Das *Diaphragmaverfahren* – etwa 30 % der Chlorproduktion (BLAU, 1992) und rund 37 % der deutschen Alkalichlorid-Elektrolysekapazität (VCI, 1997) – hat den Nachteil, daß die Diaphragmen asbesthaltig sind und als Sonderabfall auf Untertagedeponien verbracht werden müssen. Inwieweit die laufenden Entwicklungen zum Ersatz des Asbests in den Diaphragmen durch andere Stoffe erfolgreich sein werden, kann noch nicht beurteilt werden.

c) Das *Membranverfahren* gilt sowohl ökonomisch als auch ökologisch als besonders vorteilhaft. Die Qualität der gewonnenen Natronlauge ist hoch, und der Energiebedarf ist geringer als bei den beiden anderen Verfahren. In neuen Elektrolyseanlagen wird grundsätzlich das Membranverfahren eingesetzt. Bis Ende 1998 wird nach heutiger Planung eine Amalgam-Anlage mit einer Chlorerzeugungskapazität von 200 000 t in Schkopau bei der Firma BSL Olefinverbund, vormals Buna, mit Mitteln des „Aufbaus Ost" auf das Membranverfahren umgestellt. Weitere Membrananlagen sind zur Zeit in Stade und Uerdingen in der Planung, wo die Firmen Dow Chemical Deutschland und Bayer die Kapazitäten ihrer Chlorproduktion erweitern wollen und Bayer damit eine Amalgamanlage von 50 000 t Jahreskapazität ersetzen will.

642. Gegen solche Umrüstungen wird von der chemischen Industrie vorgebracht, daß deren Kosten in keinem Verhältnis zum ökologischen Gewinn stünden, im Gegenteil eine erzwungene Umrüstung alter Anlagen die Investition in moderne Anlagen verzögern würde. Man verweist darauf, daß Quecksilberbeziehungsweise Asbestemissionen aus Elektrolyseanlagen mit Amalgam- oder Diaphragmaverfahren im Vergleich zu anderen Quellen von geringerer Bedeutung sind. Tatsächlich sieht eine Ökobilanz des BUWAL (HABERSATTER, 1991) eine nur geringe ökologische Bedeutung in der Umstellung der Verfahren (zu Ökobilanzen s. w. u.).

643. Solchen Einwänden gegen eine umweltfreundlichere Modernisierung kann der Umweltrat nur eingeschränkt folgen. Die Herstellung asbesthaltiger Diaphragmen und deren Verwendung in der Alkalichlorid-Elektrolyse sind derzeit aufgrund einer bis zum Jahre 2010 befristeten Ausnahmeregelung möglich. Es besteht kein Anlaß, jetzt über eine von der Industrieseite gewünschte Verlängerung der Frist um zehn Jahre oder gar die Aufhebung des Verbots zu entscheiden. Dies würde Bemühungen um einen Ersatz der Anlagen durch umweltfreundlichere Alternativen einschließlich der Investition in Neuanlagen zum Stillstand bringen.

Herstellung von monomerem VC

644. Chlor wird mit Ethylen zu 1,2-Dichlorethan umgesetzt, das bei hohen Temperaturen zu monomerem VC und Chlorwasserstoff (HCl) aufgebrochen („gecrackt") wird. VC ist unter normalen Umgebungsbedingungen gasförmig. Den entstehenden Chlorwasserstoff läßt man entweder mit Ethylen und

Sauerstoff zu neuem 1,2-Dichlorethan reagieren (integrierte Oxychlorierung) oder setzt ihn mit Acetylen unmittelbar zu VC um (Hüls-Prozeß). Beide Verfahren erreichen Ausbeuten von 99 %.

Bei der Produktion des Vorprodukts VC kommt es zu jährlichen Emissionen von 20-30 t VC und 30 t Dichlorethan (Ethylendichlorid, EDC). Dies entspricht spezifischen Emissionen von 20 g VC und 25 g Dichlorethan je Tonne erzeugten PVCs (BLAU, 1992). Ferner entsteht ein breites Spektrum organischer Nebenprodukte, insgesamt etwa 40 000 t im Jahr, die zu 90 % unter kontrollierten Bedingungen in Sonderabfallverbrennungsanlagen verbrannt und zu einem geringeren Anteil mit Chlor zu Chemierohstoffen umgesetzt werden (Chlorolyse).

VC kann ein charakteristisches Lebersarkom auslösen. Weltweit sind 140 solcher Fälle bei Arbeitern bekannt, die hohen Dosen von VC ausgesetzt waren. Seit das Risiko von VC-bedingten Lebersarkomen bekannt ist, wurden die Produktionsmethoden drastisch verändert. Heute wird VC in dicht geschlossenen Anlagen hergestellt.

Polymerisierung zu PVC

645. Aus monomerem VC entsteht durch Polymerisation PVC. Man kennt drei Verfahren: das Suspensions-, das Emulsions- und das Masseverfahren. Rund 80 % des PVCs werden in Deutschland nach dem Suspensionsverfahren hergestellt, im Masseverfahren wird ein sehr reines PVC gewonnen. Die Produkte unterscheiden sich in ihren Eigenschaften und Anwendungen.

Wichtigste Ziele sind – zum Schutz der Nachbarschaft – die Vermeidung von VC-Emissionen bei der Herstellung und – im Hinblick auf den Arbeitsschutz – die Herstellung eines Produkts, das möglichst wenig freies Monomer enthält. Zwischen diesen beiden Zielen besteht ein gewisser Konflikt. Zur Senkung des VC-Gehalts wird das Roh-PVC mit großen Mengen Luft entmonomerisiert. Man erreicht so, daß das verkaufte PVC auf jeden Fall weniger als 10 g VC je Tonne enthält, häufig sogar weniger als 1 g. Für die verschiedenen Polymerisationsverfahren galten vor wenigen Jahren folgende Restgehalte an monomerem VC je Tonne PVC als Stand der Technik (BLAU, 1992): Suspensionspolymerisate < 1 g, Emulsionspolymerisate 5 g und Massepolymerisate 2 g. Inzwischen geben die Hersteller für alle deutschen PVC-Spezifikationen VC-Gehalte von weniger als 0,5 g je Tonne PVC an.

646. Die Abluftmengen aus der Entmonomerisierung ihrerseits von VC zu reinigen ist schwierig. Sie müssen speziellen Verbrennungsanlagen zugeführt werden, in denen diese Abluftmengen gereinigt werden. Insgesamt rechnete man im Jahr 1989 aus der Entmonomerisierung und der Trocknung des Roh-PVCs noch mit VC-Emissionen von 330 t (BLAU, 1992), also mit etwa 200 g VC je Tonne erzeugten PVCs. Ergebnisse einer Vielzahl von Einzelmessungen bestätigen, daß die VC-Emissionen seit 1986 stetig zurückgegangen sind. Aus dem zuvor angegebenen Anteil von weniger als 0,5 g VC je Tonne PVC errechnet sich bei einer Jahresproduktion von etwa 1,5 Mio. t PVC eine Jahresemission von etwa 0,75 t VC. VC besitzt in der Atmosphäre eine Halbwertzeit von 2,4 Tagen und wird daher rasch abgebaut.

647. In dieser – in den älteren Angaben noch vergleichsweise hohen – Emission drückt sich der oben angesprochene Zielkonflikt zwischen dem Arbeitsschutz (und dem Schutz des Nutzers von PVC-Materialien) auf der einen und der allgemeinen Vorsorge gegen Emissionen auf der anderen Seite aus. Mit der getroffenen Entscheidung für eine weitergehende Entmonomerisierung konnte die VC-Exposition der Chemiearbeiter um etwa den Faktor 1 000 vermindert werden. Trotzdem konnten auch die Emissionen aus der PVC-Produktion in den vergangenen Jahren auf einen niedrigen Stand gebracht werden. Die Anforderungen der TA Luft hinsichtlich des Immissionsschutzes – insbesondere der Emissionsgrenzwert von 5 mg/m bei einem Massenstrom von 25 g/h oder mehr (TA Luft Nr. 2.3) – sowie die vom Ausschuß für Gefahrstoffe festgelegten Technischen Richtkonzentrationen (TRGS 903) und die Bestimmungen der Vinylchlorid-Bedarfsgegenstände-Verordnung können sicher eingehalten werden. Die Länderarbeitsgemeinschaft Immissionsschutz hat in der Studie über die wichtigsten kanzerogenen Stoffe „Krebsrisiko durch Luftverunreinigungen, 1991" VC – im Vergleich zum Beispiel mit Benzol, das viermal stärker kanzerogen ist und dessen Emissionen etwa 200mal höher sind – unter die nicht prioritären Luftschadstoffe eingeordnet.

3.1.5.7.2 Verarbeitung

648. Bei der thermoplastischen Formung von PVC sinkt der VC-Gehalt des Polymers nochmals auf etwa 0,1 g/t. Auch dabei wird VC freigesetzt, und zwar höchstens 5 t im Jahr beziehungsweise 3,5 g/t. Bei der Verarbeitung müssen dem Rein-PVC eine Reihe verschiedener Zusatzstoffe wie Stabilisatoren, Weichmacher, Farbstoffe, Schlagzähigkeitsverbesserer, Gleitmittel, Füllstoffe, Flammschutzmittel, Antistatika und Treibmittel zugemischt werden, um unter anderem die Verarbeitbarkeit zu ermöglichen.

649. Als Stabilisator, der den Kunststoff vor Zerstörung durch Hitze und Licht schützt, werden im wesentlichen Blei-, Barium-, Zink-, Zinn-, Calcium und Cadmiumverbindungen verwendet (TÖTSCH und GAENSSLEN, 1990); nach Abschätzungen des Umweltbundesamtes handelte es sich dabei im Zeitraum zwischen 1979 und 1994 um insgesamt 200 000 t Blei und 5 000 t Cadmium. Der Cadmiumeinsatz ist trotz steigender PVC-Produktion stetig zurückgegangen. Aus technischer Sicht sind Cadmiumstabilisatoren heute nicht mehr erforderlich. Ihre Verwendung sollte daher aufgegeben werden.

Das seit dem 30.6.1994 für zahlreiche PVC-Erzeugnisse geltende Verbot der EG-Richtlinie 91/338, Stabilisatoren auf Cadmiumbasis einzusetzen, könnte auf alle PVC-Produkte, auch Fensterprofile – hier beträgt der Marktanteil der PVC-Produkte etwa 50 % – und dergleichen, ausgedehnt werden. Das würde allerdings die Möglichkeiten der werkstofflichen Verwertung mindern. Bei der Neuproduktion von Fenster- und anderen Außenprofilen aus Hart-PVC

hat sich in den letzten Jahren eine reine Bleistabilisierung durchgesetzt. Der Einsatz von Calcium/Zink-Stabilisatoren bei Fensterprofilen ist technisch möglich, wird aber derzeit wegen mangelnder Langzeiterfahrungen in Zusammenhang mit den zu leistenden Garantien nur zögernd angegangen (Enquete-Kommission, 1994).

Insgesamt ist der Ersatz von Cadmiumstabilisatoren inzwischen weitgehend abgeschlossen, vor allem in Weich-PVC. Im Weich-PVC der Kabelummantelungen sind immer schon im wesentlichen Bleistabilisatoren eingesetzt worden. Statt Cadmiumstabilisatoren werden heute hauptsächlich Stabilisatoren auf Barium/Zink- oder Calcium/Zink-Basis verwendet. Stabilisatoren auf der Grundlage von Zink und Calcium wie auch Zinnstabilisatoren (1985: 478 t Zinn) sind deutlich teurer und ökologisch nicht unter allen Gesichtspunkten vorteilhaft, dürfen aber wegen ihrer geringen Giftigkeit auch für Lebensmittelverpackungen, Kinderspielzeug und medizinisches Gerät, wie zum Beispiel Blutbeutel, verwendet werden.

650. Ein Drittel der PVC-Produktion wird mit Weichmachern zu sogenanntem Weich-PVC (Kabelmassen, Weichfolien, Beschichtungen, Bodenbeläge usw.) verarbeitet. Deren Mengenanteil am Endprodukt liegt zwischen 12 und 60 %. Neben Weichmachern auf Phthalsäureester- oder Phosphorsäureester-Basis (DEHP, DBP, DINP, DIDP) – wichtigste Verbindung ist das Di-2-ethylhexylphthalat (DEHP) – werden auch solche auf der Grundlage aliphatischer Carbonsäureester und anderer Verbindungen eingesetzt. Von den in Deutschland hergestellten Weichmachern (1991: 373 000 t, 1992: 364 000 t) werden etwa 77 % für die Herstellung von Weich-PVC verwendet. Bei deren Anwendung werden Emissionen frei. Insbesondere die toxikologische Bewertung von DEHP ist umstritten, es wurde gelegentlich auch als ökologisch bedenklich eingestuft. Neuere Studien scheinen aber Entwarnung anzuzeigen. Ihr An- oder Abreicherungsverhalten in der Nahrungskette wird mit einem Hinweis auf ihre schnelle Abbaubarkeit durch Photodegradation und Mikroorganismen charakterisiert. Andere Phthalate stehen im Verdacht hormoneller Wirkungen, wenn auch dieser Verdacht sich in Untersuchungen bisher nicht bestätigt hat.

651. Da die Verarbeitungstemperatur von PVC bei 180 °C liegt, müssen an die Temperaturstabilität der beigefügten Farbpigmente nur vergleichsweise geringe Anforderungen gestellt werden. Neben organischen Pigmenten werden Nickel- und Chromtitanpigmente, Chromgelb, Molybdänrot, Eisenoxide und Ultramarinblau eingesetzt. Wichtigstes Weißpigment ist Titandioxid. Cadmiumpigmente werden für die Färbung von PVC heute nicht mehr verwendet.

3.1.5.7.3 Entsorgung

Anfall von PVC-Abfällen

652. Bei PVC-Abfällen muß man unterscheiden zwischen Produktionsabfällen, die in der Regel werksintern in die Produktion zurückgeführt werden, Gewerbeabfällen, die beim Einsatz der Produkte anfallen, wie etwa Kabelreste und ähnliches, sowie Produktabfällen, die nach Beendigung der Nutzung von PVC-Produkten entstehen. Die anfallenden Abfallmengen sind heute noch gering. Der Rücklauf von Alt-PVC hat wegen der Langlebigkeit der Produkte noch nicht wirklich begonnen. Bauprodukte sind heute die wichtigste Anwendung von PVC, so daß künftig mit einem verstärkten Anfall von PVC-Reststoffen beim Umbau oder Abbruch von Gebäuden zu rechnen ist.

653. Die folgenden Ausführungen beziehen sich in erster Linie auf die für die Entwicklung von Entsorgungsstrategien bedeutsamen Produktabfälle. Dies muß mit unzureichendem Zahlenmaterial geschehen, da keine neueren einschlägigen Abfallstatistiken vorhanden sind. Analysen der Zusammensetzung von Abfällen liegen bislang auch nur für Hausmüll vor (BLAU, 1992; BRAHMS et al., 1989). Nach Schätzungen der „Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt" (AgPU, 1996a) ergaben sich 1993 in Deutschland – nach Abzug der rezyklierten Mengen – 360 000 t Abfall aus PVC-Anwendungen als Hausmüll, Gewerbeabfall, Bauschutt aus Baustellen und so weiter. Für das Jahr 2010 erwartet die AgPU einen Anstieg auf etwa 410 000 t. Auch das Umweltbundesamt ging von 300 000 t jährlich im Siedlungsabfall anfallenden PVC Mengen aus, rechnet aber für die nächsten zehn bis fünfzehn Jahre mit einem Zuwachs auf 750 000 t bis 1 Mio. t pro Jahr (Enquete-Kommission, 1994).

Für den künftigen Umgang mit diesen Abfallmengen stehen im wesentlichen die werkstoffliche Verwertung, die rohstoffliche Verwertung und die Verbrennung mit Hausmüll zur Verfügung. Die Deponierung organischer Abfälle, also auch von PVC-Abfällen, ist aufgrund der TA Siedlungsabfall nach Maßgabe des Glühverlust- oder des TOC-Kriteriums spätestens ab dem 31. Dezember 2004 nicht mehr zulässig.

Werkstoffliche Verwertung

654. Werkstoffliche Verwertung ist im Grundsatz sowohl für Produktionsabfälle, Gewerbeabfälle als auch für Produktabfälle möglich. Für PVC-Reststoffe kommen die gleichen Verfahren in Frage wie für andere thermoplastische Kunststoffe. Aus sortenreinen Reststoffen lassen sich nach Zerkleinerung Kreislauf-Produkte herstellen, die Neu-PVC in vielen Anwendungen, vor allem den großvolumigen im Baubereich, ganz oder teilweise ersetzen können. Zu solcher Verwertung sortenreiner und sauberer PVC-Reststoffe benötigt man nur einen Bruchteil, etwa 5 %, der Energie für die Herstellung von Neu-PVC.

655. Wie alle organischen Produkte kann im Grundsatz auch PVC nur beschränkt oft verarbeitet werden, da das Polymer bei Nutzung und Verarbeitung irreversibel geschädigt wird. Trotzdem kann von einem „down-cycling" – also von einer „Verwertung" in Produkten geringeren oder gar geringen Wertes – anscheinend nicht die Rede sein. Unter dem Gesichtspunkt, daß nur hochwertige Erzeugnisse wettbewerbsfähig sind, strebt die PVC-Industrie an, rückgewonnenes PVC jeweils in die alten Anwendungsbereiche zurückzuführen, also Fenster zu Fenstern, Rohre zu Rohren und dergleichen. Dadurch wird nicht nur der Wert des Polymers, sondern auch

der Wert der Zusatzstoffe erhalten. Untersuchungen haben gezeigt, daß auch noch nach jahrzehntelangem Einsatz eine erneute Verwertung in hochwertigen Produkten möglich ist.

656. Für die wichtigsten PVC-Produkte (Rohre, Fenster, Türen, Rolläden, Bodenbeläge, Dachbahnen, Folien) liegen werkstoffliche Recyclingangebote der Industrie vor. Damit könnte 60 % der verarbeiteten PVC-Menge, insbesondere für Bauprodukte aus PVC, über flächendeckende Sammel- und Verwertungssysteme verwertet werden. Nach einer Erhebung der Firma Consultic sind 1995 fast 140 000 t PVC werkstofflich verwertet worden – also etwas mehr als ein Zehntel der gleichzeitigen Jahresproduktion –, davon etwa 10 500 t aus alten Produkten.

Mit den Verpackungsabfällen wird auch die darin enthaltene PVC-Fraktion vom System „Grüner Punkt" erfaßt und über den Garantiegeber Deutsche Gesellschaft für Kunststoff-Recycling (DKR) der Verwertung zugeführt. Die Duales System Deutschland GmbH weist für 1995 einen Mengenstrom von 530 000 t verwerteter Kunststoffverpackungen aus. Bei einem PVC-Anteil von etwa 5 % heißt das: Es wurden 26 500 t PVC-Verpackungen einer Verwertung zugeführt. Die Verwertung von PVC aus Verpackungen stößt allerdings immer auf Schwierigkeiten.

657. Zur Abschätzung der derzeitigen und künftigen Abfallmengen, der theoretischen und tatsächlichen werkstofflichen Rückführungsmengen und der Verwendung von PVC in Neuware lagen der Enquete-Kommission (1994) zwei unterschiedliche Einschätzungen und Berechnungsmodelle vor: eine Abschätzung nach Angaben der von der Kommission in öffentlicher Anhörung befragten Experten und eine Abschätzung nach Angaben der AgPU. Weil unterschiedliche Eingangsvoraussetzungen zu unterschiedlichen Ergebnissen führen, stellte die Kommission die beiden in Tabelle 3.1.5-11 und Tabelle 3.1.5-12 wiedergegebenen Abschätzungen vor. Sie unterscheiden sich nur geringfügig hinsichtlich der Summe der 2010 voraussichtlich anfallenden PVC-Abfälle, wohl aber in der Annahme des Mengenverhältnisses der verwerteten und der zu beseitigenden Fraktion. Während die AgPU ein Verhältnis von 2 : 1 zugunsten der Verwertung erwartet, sieht die andere Expertenschätzung ein umgekehrtes Verhältnis als wahrscheinlich an (Enquete-Kommission, 1994). Zwar spricht eine Extrapolation der in den letzten Jahren zu verzeichnenden Entwicklung der PVC-Abfallverwertung für die Zukunft für einen höheren Anteil der Verwertung. Die derzeit erreichten Verwertungsmengen oder errichteten Kapazitäten liegen jedoch noch deutlich unter den von der AgPU für 2010 erwarteten Zahlen – allerdings mit Ausnahme der PVC-Verpackungen, die über das System „Grüner Punkt" der Verwertung zufließen.

658. Als Fazit ist festzuhalten: Zwar kann die Forderung, nur sortenreine Produkte in Verkehr zu bringen, im Hinblick auf unterschiedliche Vorteile in Verwendung und vielfältiger Verwertung das anzustrebende Optimum – auch das umweltbezogene Optimum – verfehlen. Trotzdem erscheint eine Kennzeichnung für PVC und andere Produkte zur Erleichterung sortenreiner Sammlung sinnvoll (SRU, 1991, Tz. 843 ff.) – jedenfalls soweit nicht unverhältnismäßig hohe Kosten dieser entgegenstehen.

Sie erfolgt auch schon bei vielen PVC-Produkten, insbesondere solchen mit Gütesicherung für den Baubereich. Wie von der Enquete-Kommission empfohlen, sollten alle Kunststoffartikel, soweit das die Verwertung erleichtert, gekennzeichnet werden, um die Logistik des nach Kunststoffarten getrennten Einsammelns zu unterstützen. Grundsätzlich gilt allerdings: PVC ist chemisch schon „gekennzeichnet" durch seinen hohen Chlorgehalt. Durch ihn läßt es sich maschinell aussondern, was in Frankreich, Großbritannien und Italien in großem Umfang bei Flaschen genutzt wird.

Tabelle 3.1.5-11

Abschätzung des Aufkommens an PVC-Produktabfällen in ihrer Rückführung in Neuware

	Kabel-Ummantelungen	Rohre	Bodenbeläge	Fensterprofile	Summe
Produktabfälle 2010	73 000 t	192 000 t	56 000 t	106 000 t	427 000 t
Bedarf an Neuware (entsprechend 1992)	107 000 t	326 000 t	61 000 t	228 000 t	722 000 t
technisch mögliche Rezyklat-Zumischung	*0 %*	*20 %*	*25 %*	*20 %*	
Rezyklat-Anteil in PVC-Produktion 2010	0 t	65 000 t	15 000 t	45 600 t	125 600 t
zu entsorgende PVC-Abfälle 2010	73 000 t	127 000 t	41 000 t	60 400 t	301 400 t

Quelle: Enquete-Kommission, 1994; ergänzt

Tabelle 3.1.5-12

Abschätzung des Aufkommens an PVC-Produktabfällen in ihrer Rückführung in Neuware

	Kabel-Ummante-lungen	Rohre	Bodenbeläge	Fenster-profile	sonstige Profile	Verpackung	Gesamt
inländischer Einsatz im Jahre 1993	103 000 t	268 000 t	83 000 t	125 000 t	126 920 t	101 050 t	806 970 t
mittlere Lebensdauer der Produkte	30 Jahre	50 Jahre	15 Jahre	30 Jahre	20 Jahre	1–2 Jahre	
hypothetische PVC-Abfallmenge 2010	75 000 t	71 500 t	75 000 t	62 000 t	111 320 t	45 000 t	439 820 t
Bedarf an Neuware im Jahre 2010	169 000 t	362 000 t	110 000 t	271 000 t	175 000 t	43 000 t	1 130 000 t
technisch mögliche Rezyklat-Zumischung ..	*30 %*	*25 %*	*30 %*	*60 %*	25 %	*65 % *)* *(80 %)*	
Rezyklat-Anteil in PVC-Produkten 2010 ...	50 700 t	71 500 t	33 000 t	62 000 t	44 000 t	28 000 t	289 200 t
zu entsorgende PVC-Abfälle 2010	24 300 t	0 t	42 000 t	0 t	67 300 t	17 000 t (9 000 t)	150 600 t

*) HCl-Verwertung (BASF, VEBA, RWE); Rest werkstofflich vermischt.

Quelle: Enquete-Kommission, 1994

659. Es bleibt aber ein Rest, der nicht verwertet werden kann. Insbesondere für das kleine Segment der PVC-Mischkomponenten gilt: Muß man die Reststoffe zusätzlich waschen, im Hydrozyklon von anderen Kunststoffen trennen, trocknen und granulieren, benötigt man etwas mehr als 10 % der Energie für Neu-PVC. Überhaupt wird die stoffliche Verwertung von verschmutzten und vermischten Kunststoffabfällen als nicht zukunftsträchtig angesehen (UBA, 1993). Zum einen können im Vergleich mit den Ursprungsprodukten nur minderwertige Erzeugnisse hergestellt werden, zum anderen bereitet PVC infolge der Chlorwasserstoff-Abspaltung und unterschiedlichen optimalen Verarbeitungstemperaturen der Mischungskomponenten zusätzlich technische Probleme.

Rohstoffliche Verwertung

660. Eine theoretische Alternative zur werkstofflichen Verwertung ist die rohstoffliche Verwertung von PVC-Abfall, also die chemische Umwandlung zum Beispiel mittels Hydrierung (SRU, 1991, Tz. 1282) oder Pyrolyse (Tz. 1279). Durch Hydrierung können auch aus PVC – oder allgemeiner und vorteilhafterweise aus Kunststoffmischungen – Kohlenwasserstoffe gewonnen werden. Dieser Weg ist allerdings bei PVC wegen der hohen Kosten für eine Entchlorung ökonomisch wenig attraktiv. Während bei der Hydrierung die HCl-Abspaltung beherrschbare Probleme schafft (ebd., Tz. 1282), wird die Pyrolyse von Kunststoffabfällen durch die Abspaltung von Chlorwasserstoff erschwert (ebd., Tz. 1279). Heute gelten als vorrangige Lösung die Rückgewinnung des Chlors und dessen Wiedereinsatz in der PVC-Herstellung.

661. Ein Weg geht über die Verbrennung des Alt-PVC in „Monoverbrennungsanlagen". Hier wird das bei der Abgasreinigung mit Natronlauge (NaOH) entstehende Kochsalz (Natriumchlorid, NaCl) wieder in die Chloralkali-Elektrolyse zurückgeführt, wobei die dazu notwendige Natronlauge mittels eben dieser Elektrolyse gewonnen werden muß. Bereits Mitte der achtziger Jahre wurde von Seiten der PVC-Hersteller und -Verarbeiter ein Konzept („Salzkreislauf") vorgestellt, das aber infolge verschiedener Probleme, darunter auch der wirtschaftlichen Sinnhaftigkeit (vgl. Tz. 674), inzwischen wieder aufgegeben wurde.

662. In den Folgejahren wurde ein kostengünstigerer Entsorgungsweg bevorzugt, auf dem die bei der Abfallverbrennung entstehende Salzsäure (HCl) entweder nach Reinigung auf den Markt gebracht oder über das Verfahren der Oxychlorierung wieder in die PVC-Neuproduktion eingeschleust werden kann. Die Enquete-Kommission (1994) hat empfohlen, derartige Anlagen in den Werksverbund der PVC-Standorte einzubeziehen. Die AgPU rechnet mit einer künftig notwendigen Kapazität solcher Monoverbrennungsanlagen von jährlich 240 000 t PVC, die dann 144 000 t HCl erzeugen würden. Eine abweichende Schätzung ergibt sich aus den höheren Angaben des Umweltbundesamtes und der Auswertung der öffentlichen Anhörung der Enquete-Kom-

mission (1994): Bei einer jährlichen Gesamtmenge der PVC-Abfälle von 1 Mio. t würden 200 000 t werkstofflich verwertet und weitere 200 000 t in Abfallverbrennungsanlagen verbrannt. Aus dem in Monoverbrennungsanlagen zu verbrennenden Überhang von 600 000 t würde dagegen mit 360 000 t HCl zu rechnen sein (aus der Verbrennung von 1 t Rein-PVC entstehen 0,6 t Chlorwasserstoff). Diesen Berechnungen liegt die Annahme zugrunde, daß diese Alt-PVC-Mengen getrennt erfaßt werden.

Für die Verwirklichung eines Verfahrensvorschlags für einen Chlorkreislauf ist die Kopplung mit der geplanten Reststoffverwertungsanlage der BSL Olefinverbund in Schkopau vorgesehen; die Planung gilt als weitgehend abgeschlossen. Es werden aber auch Gegenvorschläge untersucht, darunter solche, die die Rückgewinnung technischer Salzsäure (HCl) und deren Rückführung in die PVC-Produktion zum Gegenstand haben.

Abfallverbrennung

663. In Monoverbrennungsanlagen kann der Rohstoff- und der Energiegehalt von PVC genutzt werden, bei der Abfallverbrennung immerhin noch dessen Energiegehalt. Aus einer Tonne PVC können ca. 900 kWh Strom erzeugt werden.

Zwischenzeitlich werden Kunststoffverpackungen zu 80 % vom System „Grüner Punkt" erfaßt und gelangen insoweit nicht mehr unmittelbar in Abfallverbrennungsanlagen. Zuvor kamen jährlich etwa 53 000 t zur Abfallverbrennung, 1995 nur noch etwa 16 000 t. Bei der Verbrennung von PVC stehen die Emissionen von HCl und Dioxinen/Furanen im Mittelpunkt des Interesses.

664. Durch das organisch gebundene Chlor unterscheidet sich PVC grundsätzlich von anderen Bestandteilen des Hausmülls oder Bauschutts. Das bei der Verbrennung frei werdende HCl muß als Salzsäure oder als Chlorid aufgefangen werden. Zur Feststellung des PVC-Anteils im Hausmüll und der dadurch womöglich verursachten Mehrkosten der Abfallverbrennung ist zu beachten, daß für Hausmüll kaum repräsentative Analysen der Abfallzusammensetzung vorliegen, so daß auf wenige Beprobungen und darauf aufbauende Schätzwerte zurückgegriffen werden muß. Der Chlorgehalt der Siedlungsabfälle liegt bei 0,3 %; rund die Hälfte dieses Chlorgehalts ist auf den PVC-Anteil zurückzuführen, so daß der Mengenanteil von PVC am Hausmüll bei etwa 0,25 % liegen muß. Der Chlorgehalt des Sperrmülls liegt bei 0,45 %, er dürfte nahezu ausschließlich auf PVC zurückgehen, so daß der PVC-Mengenanteil am Sperrmüll bei 0,8 % liegen wird. Der Chlorgehalt der unter der Abfallschlüsselnummer 91201 angelieferten Verpackungsmaterialien und Kartonagen liegt bei etwa 2 %. Er läßt wegen der durch die neue Verpackungsverordnung zu erwartenden Entwicklungen in der Zusammensetzung der Verpackungsstoffe keine weiteren Schlüsse zu (zur Chlorfracht s. SRU, 1991, Tz. 1423 ff.).

665. Moderne Abfallverbrennungsanlagen dürfen etwa 3 % (30 mg HCl je Kubikmeter) der eingebrachten Chlormenge freisetzen; die tatsächlich erreichten Werte liegen meist deutlich niedriger. Der überwiegende Anteil des Chlors wird als Chlorid im Rauchgaswäscher zurückgehalten und muß neutralisiert werden – meist mit gebranntem Kalk, zum Teil mit Natronlauge (NaOH). Dabei entstehendes Calciumchlorid ($CaCl_2$) muß als Sonderabfall abgelagert werden, Natriumchlorid (NaCl) kann als verkaufsfähiges Kochsalz zurückgewonnen werden. Neue Abfallverbrennungsanlagen werden bevorzugt mit Salzsäuregewinnung und -aufbereitung errichtet. Zwar ist zu vermuten, daß PVC-bedingt höhere Chloranteile im Verbrennungsgut höhere Kosten der Abfallverbrennung verursachen, doch kommt eine Studie der TNO (RIJPKEMA,1996) zu dem Ergebnis, daß entgegen früheren Aussagen die Kosten in Abfallheizkraftwerken nicht grundsätzlich in erheblichem Maße ansteigen werden.

666. Auf die Verbrennung von PVC-Resten lassen sich Emissionen von 0,2 t/a Cadmium, 1,6 t/a Blei und sehr geringfügige Emissionen von Chrom, Nickel und Kupfer zurückführen. Daneben ist der Anfall schwermetallbelasteter Filterstäube und schadstoffbelasteter Salze in Rückständen aus Abfallverbrennungsanlagen zu beachten. Etwa 10 % der Schadstofffracht des Cadmiums und 5 % des Bleis werden auf PVC im Hausmüll zurückgeführt. Unter Berücksichtigung des mitverbrannten hausmüllähnlichen Gewerbeabfalls soll der PVC-Anteil an der insofern beachtlichen Cadmiumfracht bei 20 bis 30 % liegen (UBA, 1993).

1989 sollen die Abfallverbrennungsanlagen in Deutschland polychlorierte Dioxine und Furane in einer Menge von 400 g TE emittiert haben (BMU, 1990). Diese Zahl hat sich seit Umrüstung der Abfallverbrennungsanlagen gemäß 17. BImSchV erheblich vermindert (s. Abschn. 3.1.5.1.1). Ein Beitrag von PVC zur Bildung von PCDD und PCDF wurde lange vermutet. Versuche ergaben jedoch, daß die Menge dieser Stoffe, die sich in einer Abfallverbrennungsanlage bildet, vom PVC-Gehalt des Abfalls unabhängig ist (JAGER und WILKEN, 1989). Dagegen gab eine Studie von Greenpeace (HALBEKATH und MOSER, 1992) an, PVC sei „eine der größten Dioxinquellen" und die Bildung aromatischer Chlorverbindungen, vor allem von Chlorbenzol und PCB, nehme mit wachsendem PVC-Gehalt des Abfalls zu. Eine dies belegende wissenschaftliche Arbeit ist nicht bekannt.

Auf jeden Fall müssen Dioxin- und Furan-Emissionen aus der PVC-Verbrennung im Vergleich zu entsprechenden Emissionen aus anderen Quellen betrachtet werden, insbesondere auch im Vergleich zu Emissionen aus der Verbrennung von Ersatzstoffen für PVC. Aber auch Vergleiche mit Emissionen aus sonstigen Industrieprozessen wie zum Beispiel der Kupferrückgewinnung, der Sekundäraluminiumherstellung, der Altmetallbearbeitung zur Stahlherstellung, Kabelabbrennanlagen, Shredderanlagen, Holzverbrennungsanlagen (LUA NW, 1996) sind notwendig, um deutlich zu machen, wo Vorsorgemaßnahmen zur Verringerung der Dioxin- und Furanemissionen (im Vergleich zu Abfallverbrennungsanlagen) eher angezeigt und erfolgversprechend sind.

3.1.5.7.4 Ökobilanzen für PVC-Produkte

3.1.5.7.4.1 Zu Begriff und Voraussetzungen einer Ökobilanz

667. Eine Ökobilanz ist eine Systemanalyse zur quantitativen Erfassung und Bewertung von Umweltbeanspruchungen, nämlich Rohstoff- und Energieverbrauch, Luft-, Wasser- und Bodenbelastung, Arbeits- und Störfallrisiken, Langlebigkeit und Wiederverwertbarkeit, Menge an nicht verwertbaren Produktionsabfällen und ähnlichem.

Die ermittelten Werte sollen einen Vergleich verschiedener Werkstoffe für denselben Anwendungszweck gestatten. Bei diesen Werkstoffen kann es sich um PVC, einen anderen Kunststoff, aber auch um Glas, Holz oder Metall handeln. Die Umweltauswirkungen eines Werkstoffes können nur am jeweiligen Produkt und im Vergleich mit Produkten aus technisch geeigneten Konkurrenzwerkstoffen beurteilt werden. Alle Produkte müssen nach den gleichen Kriterien beurteilt werden. Bei einem Vergleich muß deutlich werden, welche Gesichtspunkte Berücksichtigung finden (Systemgrenzen, Bilanzrahmen). Für alle Werkstoffalternativen muß dabei der gesamte „Lebenszyklus" betrachtet werden, von der Gewinnung der Rohstoffe bis zur Beseitigung des nutzlos gewordenen Produkts. Es sind also alle Umweltbeanspruchungen zu erfassen und zu bewerten, die mit der Herstellung, der Weiterverarbeitung, dem Gebrauch und der Entsorgung verbunden sind (UBA, 1995; •UBA, 1994b; EVC, 1992; KLEINLOH und POLACK, 1991).

668. Jedes Fazit aus solchen Ökobilanzen ist in gewisser Weise parteiisch. Oft werden in Ökobilanzen unterschiedlich zu bewertende ökologische Auswirkungen über Umrechnungsfaktoren in einer Summenbewertung zusammengefaßt. Insbesondere dann besteht die Gefahr sehr subjektiver Wertung. Deshalb ist man auf internationaler Ebene bestrebt, das Vorgehen sowohl bei der Bilanz der ökologischen Auswirkungen (Sachbilanz) als auch der anschließenden Bewertung gewissen Standards zu unterwerfen. Die Methodik der Ökobilanzen wurde in internationalen Normen (zum Beispiel ISO 14040 ff.) verankert. Eine internationale Methodendiskussion fand und findet noch insbesondere im Rahmen der Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) statt.

Bisher ist es nicht allgemein üblich, in die Ökobilanzvergleiche einer Produktlinie Störfallrisiken mit aufzunehmen. Vereinzelt ist dies jedoch auch schon geschehen. Als störfallerhebliche Stoffe sind Chlor und Vinylchlorid, aber auch Dioxine und Furane zu nennen, die bei einem Störfall (thermische Überbeanspruchung und Brand) aus PVC entstehen können.

Auf eine praktische Schwierigkeit in der Methodik ist hinzuweisen: Die Umweltauswirkungen von PVC und PVC-Produkten sind gut beschrieben: TÖTSCH und GAENSSLEN (1990) und HABERSATTER (1991) – zusammengefaßt von TÖTSCH und POLACK (1992) – haben sie nach Belastungen durch Produktion, Verarbeitung und Entsorgung (Deponierung, Abfallverbrennung, Verwertung) beziehungsweise nach Luftbelastung, Wasserbelastung, Energie- und Rohstoffverbrauch dargestellt. Die Umweltwirkungen konkurrierender Werkstoffe liegen dagegen nicht immer gleich gut beschrieben vor.

3.1.5.7.4.2 Einige ökologische Vergleiche

669. Zahlreiche Versuche zur Aufstellung von Ökobilanzen wurden unternommen. Auflistungen und Übersichtsbewertungen dazu finden sich bei TÖTSCH und POLACK (1992) sowie bei AgPU (1996b). Besonders hinzuweisen ist auch auf den Abschnitt „6.6 Ökobilanzen/Ressourcenschonung" der Monographie von POHLE (1997). Ökobilanzen können nach gewissen thematischen Schwerpunkten, Produkt- oder Anwendungsbereichen geordnet werden, zum Beispiel nach den Bereichen

- Energie
- Baubereich – entsprechend der überragenden Bedeutung dieses Bereichs als Abnehmer von PVC-Produkten
- Verpackungen – wo in einigen Produktbereichen PVC vorherrschend ist
- Verwertung von Kunststoffabfällen
- Produktbewertungen unter dem Gesichtspunkt der Konversion der Chlorchemie
- Verwertung von Kunststoffabfällen und so weiter.

670. Im Sinne einer ersten Abschätzung der relativen ökologischen Vorteilhaftigkeit von Kunststoffen hat man vielfach deren Energieintensität verglichen. Von der BASF wurden 1980 Berechnungsgrundsätze zur Bestimmung des Energieaufwandes bei der Herstellung von Werkstoffen aufgestellt. Insgesamt errechnete – in größenordnungsmäßiger Übereinstimmung mit KINDLER und NIKLES (1980) – HABERSATTER (1991) den folgenden Energiebedarf für verschiedene Kunststoffe:

Roh-Polyvinylchlorid (Roh-PVC)	51,1 GJ/t
Polyethylen hoher Dichte (PE-HD)	67,6 GJ/t
Polyethylen niedriger Dichte (PE-LD)	68,1 GJ/t
Polypropylen (PP)	71,0 GJ/t
Polyethylenterephthalat (PET)	84,5 GJ/t
Polystyrol (PS)	75,3 GJ/t
HI-Polystyrol (HI-PS)	76,6 GJ/t

Danach ist Roh-PVC vor anderen Standardkunststoffen im Vorteil. Die Verhältnisse können sich jedoch je nach Einsatzgebiet des Kunststoffs verschieben.

3.1.5.7.4.3 Ergebnisse beispielhaft und Ergebnisse in Stichworten

671. Wie oben dargelegt, ist der Werkstoffvergleich in einer Ökobilanz nur im Hinblick auf ein bestimmtes Produkt möglich. Ergebnisse solcher Produkt-Ökobilanzen können also nur für das jeweilige Produkt dargestellt werden. Sinnvollerweise unterscheidet man dabei kurzlebige Produkte wie Verpakkungsmaterialien, medizinische Artikel und ähnliche sowie langlebige Produkte wie Fenster und Profile, Rohre, Hartfolien, Hohlkörper und andere Hart-PVC-

Anwendungen, Kabel, Weichfolien, Bodenbeläge, Beschichtungen und Pasten. Nachfolgend sollen Ergebnisse von Ökobilanzen am Beispiel des mengenmäßig größten PVC-Anwendungsbereichs, der unterschiedlichen Rohrprodukte, erläutert werden. Für andere Anwendungen mögen einige Kriterien in Stichworten ausreichen.

Rohre

672. Für alle Anwendungen von Rohren aus PVC sind Alternativprodukte aus anderen Kunststoffen, Steinzeug, Beton, Gußeisen, Stahl und Kupfer bekannt. Metallische Rohrwerkstoffe kommen jedoch hinsichtlich der Energiebilanz und wegen ungünstiger technischer Eigenschaften nicht als ökologisch sinnvolle Alternative zu PVC in Frage, auch wenn man die bessere Verwertungsfähigkeit von Metallabfällen berücksichtigt. Auch PE-HD („Polyethylen hoher Dichte" HDPE) und Steinzeug sind wegen ihres durch Materialmehrverbrauch bedingten höheren Energieverbrauchs nicht vorteilhaft. Außerdem bieten sich Steinzeugrohre auch im Hinblick auf Luftemissionen, Reststoffmengen und Verwertbarkeit nicht als ökologischer Ersatz an.

HDPE-Rohre bieten trotz ihres höheren Primärenergieverbrauchs unter heutigen Verhältnissen andere ökologische Vorteile, die aber bei der angestrebten PVC-Entsorgung mit 20 % werkstofflicher und 80 % rohstofflicher Verwertung nicht mehr so eindeutig ausfallen würden. HDPE-Rohre haben bei gleichen Dimensionen (Wanddicken usw.) überdies eine geringere Festigkeit als PVC-Rohre. Auch Alternativen aus PE und PP haben wegen eines wesentlich niedrigeren Elastizitätsmoduls eine geringere Festigkeit als Rohre gleicher Dichte aus PVC, PS oder PET.

673. Insbesondere acht Trinkwasserinstallations-Systeme aus sechs verschiedenen Werkstoffen (Polypropylen PP, vernetztes Polyethylen PE-X, Polybuten PB, nachloriertes PVC PVC-C, Kupfer und verzinkter Stahl) wurden auf ihre Umweltwirkungen untersucht, vor allem auf die große Anzahl der in den verschiedenen Phasen des „Lebenszyklus" auftretenden Emissionen (KÄUFER et al., 1995). Das Ergebnis zeigt stärkere umweltrelevante Belastungen bei der Anwendung von Metallrohrsystemen. Die Unterschiede bei den einzelnen Kunststoffrohrsystemen erwiesen sich als unerheblich.

Keinen eindeutigen ökologischen Vorteil für die gebräuchlichsten Werkstoffe, nämlich Gußeisen, PE, PVC und Steinzeug, fand die Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt in St. Gallen in einer im Auftrag des VCI durchgeführten Ökobilanzierung für die Neuinstallation von Trinkwasserleitungs- und Abwasserableitungssystemen in einer kleinen Einfamiliensiedlung (EMPA, 1997).

Weitere Ökobilanz-Kriterien für PVC-Produkte

674. Über das Beispiel des Produktbereichs Rohre hinaus können Ergebnisse der Ökobilanzen hier nur stichwortartig und unter Heraushebung PVC-typischer Aspekte wiedergegeben werden.

Energiebedarf bei Neuproduktion und bei Verwertung: Der Rohstoff zur Erzeugung von Kunststoffen ist fast immer Erdöl. Erdöl liefert gewöhnlich auch die für die Herstellung notwendige Energie. Drückt man beide Bedarfsmengen in Energiewerten aus, erhält man den Energieäquivalentwert des Produkts. Dieser ist die Summe aus der tatsächlich benötigten Herstellenergie, zum Beispiel des PVC-Pulvers, und der Enthalpie des Materials. PVC erweist sich als der Kunststoff mit dem niedrigsten Energieäquivalent (s. Tz. 670). Der energetische Aufwand für die sortenreine werkstoffliche Verwertung beträgt nur 10 % des Aufwands für die Neuproduktion des PVC-Pulvers; insofern ergeben sich beträchtliche Energieeinspareffekte.

Rohstoffverbrauch, Ressourcenschonung: Die Kunststoffindustrie hat den Ressourcenverbrauch für die wichtigsten Kunststoffe offengelegt (APME, 1994a und b). Ressourcenschonung wird vor allem mit werkstofflicher Verwertung erreicht. Bei einer Verwertungsquote von 60 % mit sechsmaliger Materialnutzung erreicht man eine Ressourcenstreckung um den Faktor 2 (MÖLLER und JESKE, 1995).

Die Chlorwasserstoff-Rückgewinnung bei der PVC-Verbrennung erscheint unter den Gesichtspunkten Energieeinsparung und Ressourcenstreckung als nicht vorteilhaft vor der werkstofflichen Verwertung. Der Zusatzenergiebedarf ist nicht erheblich geringer als im Falle der Frischproduktion von Chlor. Der Vorteil der Entsorgung von PVC über die Monoverbrennung zu Chlorwasserstoff erscheint unter Energiegesichtspunkten zweifelhaft (s. Tz. 661).

Materialverbrauch: Für thermoplastisch zu formende Produkte wie solche aus PVC wird eine Werkstoffausnutzung von rund 99 % angegeben, während zum Beispiel bei der Holzfenster-Herstellung 80 % des Waldholzes als Späne abfallen.

Emissionen bei Herstellung, Nutzung und Beseitigung: Die entscheidende Umweltbelastung bei der PVC-Erzeugung ist heute die Energiebereitstellung über die Verbrennung fossiler Energieträger. Prozeßspezifische Emissionen der PVC-Herstellung sind heute gering.

Arbeitsplatzbelastung: Die Arbeitsplatzverhältnisse wurden gegenüber den Verhältnissen in den frühen siebziger Jahren wesentlich verbessert. Die zwischenzeitlich gesenkten Grenzwerte werden eingehalten; Neuerkrankungen aus Arbeitsbelastungen bei der PVC-Produktion sind nicht bekannt.

Risikobetrachtungen: Das Risiko von Chlor- und VC-Freisetzungen bei Betriebsanlagen ist gering. Das Transportrisiko sowie die Dioxinfreisetzung bei Bränden ist zu diskutieren im Verhältnis zum Brandrisiko von Linoleum und flammgeschützten Polyolefin-Belägen. Bei PVC-Pasten ist das stoffliche Risiko der Vorprodukte der PVC-Produktion im Vergleich zu dem Risiko bei der Polyurethan-Herstellung und Verarbeitung durch Isocyanate zu betrachten. Bei Leder ist das Gerben mit Chromsalzen risikobehaftet.

Nutzungsdauer, Langlebigkeit: Die Nutzungsdauer von Fertigerzeugnissen aus PVC kann zwischen wenigen Tagen, so bei Einwegverpackungen, und mehr

als hundert Jahren betragen, wie man es für PVC-Rohre erwartet.

Wiederverwertbarkeit: Um den gegenüber PVC-Neuware bestehenden energetischen Vorteil der Wiederverwertung zu nutzen, müssen hochwertige Verwertungsprodukte hergestellt werden (Rohre zu Rohren, Bodenbeläge zu Bodenbelägen usw.). Dann bleibt auch der Wert der Additive erhalten. Die vorherrschende Anwendung von PVC im Bauwesen mit Produkten vergleichsweise großer Dimensionen (Rohre, Fenster, Bodenbeläge) vereinfacht die Logistik der Rückführung.

Abfälle: Die Ausbeute der PVC-Produktion beträgt heute ausgehend von Ethylen und Chlor bis zum verkaufsfähigen PVC-Pulver 97 %. Aus den Nebenprodukten wurde durch Umsetzung mit Chlor ein Teil des Perchlorethylen- und Tetrachlorkohlenstoffbedarfs gedeckt. Da die Nachfrage nach diesen Chlorkohlenwasserstoffen sinkt, verbrennen heute die meisten PVC-Hersteller die chlorhaltigen Reststoffe in Hochtemperatur-Verbrennungsanlagen. Der entstehende Chlorwasserstoff wird in die PVC-Produktion zurückgeführt. Der Dioxinaustrag dieser Anlagen ist gering.

675. Insgesamt kann festgestellt werden: Für die dargelegte, häufig günstige Stellung von PVC in Ökobilanzen ist es meist ausschlaggebend, daß es folgende, im Grundsatz ökologisch vorteilhafte Werkstoffeigenschaften für sich beanspruchen kann:

- Seine Beständigkeit gegen die Witterung erlaubt, aus PVC langlebige Produkte herzustellen.
- Selbst der Witterung ausgesetzte PVC-Produkte benötigen keine Oberflächenbeschichtung und kaum Pflege.
- Die mechanischen Eigenschaften von PVC und seine gute Verarbeitbarkeit erlauben materialsparende Konstruktionen und abfallarme Produktionen.

3.1.5.7.5 PVC im Brandfall

676. PVC weist günstige, den Brandverlauf hemmende Eigenschaften auf. Hart-PVC brennt unter Verkohlung mit grüngesäumter Flamme, die nach Entfernen der Zündquelle sofort erlischt. Weich-PVC kann je nach Art und Menge des zugesetzten Weichmachers mit rußender Flamme weiterbrennen. Die Brandgase riechen stechend wegen des Chlorwasserstoff(HCl)-Gases, das sich bei der Zersetzung von PVC im Temperaturbereich von 200 bis 300 °C abspaltet. Durch Wasserstoff-Abspaltung und Cyclisierung bildet sich eine verkohlte Schicht, die das darunterliegende PVC vor weiterem Angriff des Feuers schützt. Beide Vorgänge, HCl-Abspaltung und Verkohlung, sorgen für das Verlöschen der Flamme.

677. Bei der Pyrolyse und der Verbrennung von PVC werden auch Aliphaten, Aromaten und kondensierte aromatische Systeme gebildet, darunter Dioxine und Furane. Die Endprodukte bei der PVC-Verbrennung sind HCl, Kohlenmonoxid (CO) und Kohlendioxid (CO_2); Phosgen und Chlor werden nicht gebildet. Im Vergleich mit anderen, nämlich nicht Chlor enthaltenden Kunststoffen ist pauschal zu sagen:

678. Das flammhemmende PVC bietet bei Bränden wichtige Vorteile, insbesondere geringe Flammenausbreitung und eine geringe Wärmeabgabe. Im Grundsatz ist die „Brandlast" anderer in Betracht kommender Kunststoffe höher, und sie brennen schneller. Gefährlich im Brandfall ist die Entwicklung von Rauch, der Fluchtwege verhüllt und Helfer behindert. Beim Brand von PVC tragen die auftretenden organischen Verbindungen zusammen mit dem ebenfalls entstehenden HCl-Gas zu dieser Rauchentwicklung bei. Allerdings ist die Rauchentstehung und Rauchdichte keine mit dem Werkstoff einfach korrelierende Eigenschaft, sondern hängt wesentlich auch von den Brennbedingungen und insbesondere von der Luftzufuhr ab. In einem echten Feuer sind die Geschwindigkeit und Menge der Rauchabgabe eine Funktion der Größe und Intensität des Brandes sowie der Zusammensetzung anderer beteiligter Materialien. Das entstehende HCl-Gas bedingt außerdem erhöhte Korrosionsgefahr für die ihm ausgesetzten Materialien. Jedoch auch ohne HCl-Freisetzung führt die Kombination von Verbrennungsprodukten, hohen Temperaturen und Feuchtigkeit zu einer Korrosionswirkung. Die toxische Wirkung von HCl-Gas auf Menschen bleibt im Brandfall hinter der des immer entstehenden, systemisch wirkenden Kohlenmonoxids (CO) weit zurück.

679. Eine Studie der Gerling-Versicherungsgruppe (Gerling Consulting Gruppe, 1997) kommt zu dem Ergebnis, daß PVC-Baumaterialien den brandschutztechnischen Standard erheblich erhöhen; der Schwerpunkt der Brandschutzmaßnahmen müsse in der besseren Verhinderung der Rauchausbreitung durch lüftungstechnische und Notfallmaßnahmen liegen. Allerdings kann das beim Brand von PVC-Produkten entstehende HCl-Gas umfangreiche Sanierungsmaßnahmen wegen Korrosionsschäden erforderlich machen. Inzwischen gibt es Kabel und andere PVC-Produkte mit deutlich erschwerter HCl-Abspaltung und damit verringerter Korrosivität.

680. Zwischenzeitlich sind auch von anderen Kunststoffen Reformulierungen auf dem Markt, deren Brandverhalten optimiert worden ist, wie seit kurzem ein flammhemmend formuliertes Polyurethan. Aber auch Verbesserungen, die PVC-Spezialformulierungen hinsichtlich der Brandsicherheit bieten, dürfen nicht übersehen werden. Heute sind PVC-Spezialprodukte im Einsatz, die maßgeschneiderte Brandeigenschaften besitzen, wie zum Beispiel eine verminderte Rauchabgabe. Insbesondere kann die Menge des von PVC-Compounds je Mengeneinheit abgegebenen HCl durch die Formulierung verändert werden. Durch Additive, die als Säurerezeptoren dienen, kann ein höherer HCl-Anteil im festen verkohlten Material gebunden werden (säurearme Compounds).

681. Bei (Schwel-)Bränden in Anwesenheit chlorhaltiger Stoffe – und diese ist wegen des ubiquitären Vorkommens von chlorhaltigen Mineralien, insbesondere Kochsalz, praktisch immer gegeben – ist stets mit der Bildung von polychlorierten Dibenzodio-

xinen (PCDD) und -furanen (PCDF) zu rechnen. Dadurch kann es zu Belastungen der Brandrückstände (angekohlte Gegenstände, Ruß, Rauchkondensate) kommen. Die Bildung von Dioxinen und Furanen bei Bränden von PVC und anderen Kunststoffen ist quantitativ nicht signifikant unterschiedlich. Insgesamt sind die emittierten Mengen im Vergleich zu anderen Quellen gering (s. Tz. 666). Außerdem wird geltend gemacht, daß Dioxine in der Brandsituation nicht akut toxisch sind und nach dem Brand wegen enger Bindung an Ruß und ähnliche Brandrückstände wenig bioverfügbar sind.

Trotzdem hat das Bundesgesundheitsamt (1990) im Hinblick auf PCDD und PCDF Empfehlungen zur Reinigung von Gebäuden nach Bränden veröffentlicht. Sie gehen davon aus, daß bei Wohnungs-, Schul-, Büro- und Ladenbränden, bei denen nur kleine PVC-Mengen beteiligt sind, nach bisherigen Erkenntnissen Toxizitäts-Äquivalent-(TE)-Gehalte von bis zu 200 ng/m wahrscheinlich sind. Um Gefährdungen der Bewohner auszuschließen, sollen aufwendige Sanierungs- und Reinigungsarbeiten durch sachkundige Fachfirmen zur gründlichen Entfernung der Brandrückstände ausgeführt werden (ROTARD, 1992). Bei Brandexponierten konnte allerdings keine gegenüber der Allgemeinbevölkerung erhöhte Belastung festgestellt werden.

Eine Einordnung der Dioxin- und Furan-Risiken aus PVC-Bränden mit eingehenden Vergleichen, wenn auch relativierender Tendenz, findet sich bei ENGELMANN und SKURA (1996).

682. Unmittelbare Brandgefahren, wie sie zum Beispiel nach dem Brand im Rhein-Ruhr-Flughafen Düsseldorf zu allgemeinem Bewußtsein kamen, sind nicht durch PVC-Produkte gegeben. PVC war nach dem Bericht der unabhängigen Untersuchungskommission in diesem Falle weder für die Entstehung noch für die Ausbreitung des Brandes noch für die Giftigkeit der Rauchgase und Ruße ursächlich; der eingetretene Schaden, einschießlich des notwendig gewordenen Ausmaßes an Sanierungsmaßnahmen, wäre bei Verwendung anderer Werkstoffe nicht geringer gewesen.

3.1.5.7.6 Ersatz von PVC

683. Unstrittig ist die technische Machbarkeit einer PVC-Substitution, da es für fast alle PVC-Anwendungen Alternativen gibt. Die Enquete-Kommission des Deutschen Bundestags (1994) hat das Thema nur gestreift. Sie war aber insgesamt auch zu dem Ergebnis gekommen, daß – abgesehen von Produkten mit besonderen Anforderungsprofilen, wie Blutbeutel oder elektrisch leitfähige Bodenbeläge für Reinsträume – für alle Anwendungen von PVC Werkstoffalternativen vorhanden sind. Diese werden teilweise von den gleichen Herstellern angeboten, die auch die PVC-Produkte erzeugen. Die Enquete-Kommission verwies im einzelnen auf die Studie von SCHIEFFER und VOGT (1988).

684. Allein die Bewertung der Vor- und Nachteile im technischen Eigenschaftsprofil der zur Auswahl anstehenden Werkstoffe ist schwierig, denn es muß bei der Werkstoffauswahl, und zwar jeweils für den Anwendungsfall, immer schon ein technischer Kompromiß gefunden werden. Wenn darüber hinaus ökonomische und ökologische Ziele berücksichtigt werden sollen, wird der Entscheidungsrahmen noch weiter. Die Gewichtung der Bereiche Energieverbrauch, Emissionen und Risikopotential, wie sie zum Beispiel von Prognos (1995, 1994) vorgenommen wurde, ist nicht ohne Kritik geblieben (AgPU, 1995).

Unter dem Gesichtspunkt des Energieverbrauchs weist PVC als Werkstoff Vorteile auf, solange man den Energieaufwand für die gekoppelte Chlor- und Natronlauge-Herstellung nicht nur dem Chlor anlastet. Nach Berechnungen der AgPU auf der Grundlage der Prognos-Studie würde eine PVC-Substitution gemäß deren „ökologisch sinnvoll, ökonomisch moderat"-Szenario Energiemehrverbräuche von bis zu 10 Mio. GJ/a mit sich bringen. Beim Vergleich der Emissionen schneiden die Polyolefine (PE, PP) und Holz besser ab. Bei einer künftig erhöhten Verwertung von Kunststoffabfällen entfielen jedoch die Vorteile von Holz. Das Risikopotential aus der stofflichen Gefährdung durch Emissionen einzelner Produktionslinien, unter anderem am Arbeitsplatz und bei Störfällen, wird von der Prognos-Studie hervorgehoben. Es fehlt ihr aber ein nachvollziehbares Konzept, wie stoffliche Risikopotentiale sachgerecht in die Gesamtbewertung einfließen sollen (Ausmaß möglicher Exposition, Unfall- und Krankheitsquoten, Störfallrisiko).

Bei gemischten Kunststoffen erscheint ein werkstoffliches Verwerten zur Zeit kaum sinnvoll. Der ökologische Vorteil eines Ersatzes von PVC durch eine Vielzahl anderer Kunststoffe wie PET, PP, PE und PS ist im Verpackungsbereich, der der Verwertung von PVC-Abfällen schlecht zugänglich ist, daher ebenfalls zweifelhaft.

685. Nach den Untersuchungen von Prognos ist bei einer – als ökologisch vorteilhaft angesehenen – Substitution von 1 Mio. t PVC in den von Prognos beschriebenen Anwendungsgebieten mit volkswirtschaftlichen Zusatzkosten von rund 7,5 Mrd. DM zu rechnen. Allein auf den Ersatz von PVC-Kabel entfielen jährlich 2 Mrd. DM Mehrkosten. Unter Berücksichtigung einer künftigen geordneten Verwertung und Entsorgung würden sich diese Mehrkosten auf etwa 6,6 Mrd. DM vermindern. Die Produkte wären im Mittel um 56 % teurer als die jeweiligen PVC-Produkte. Die PVC-Industrie wendet ein, daß Prognos viele Mehrkosten gar nicht erfasse oder sie unterschätze und vor allem sie nicht unter dem Gesichtspunkt des entgangenen Vorteils alternativer Mittelverwendung diskutiere.

3.1.5.7.7 Charta des European Council of Vinyl Manufacturers (ECVM)

686. 1995 verabschiedeten die Mitglieder des European Council of Vinyl Manufacturers (ECVM) eine „Industrie-Charta für die Erzeugung von Vinylchlorid und PVC (Industry Charter for the Production of VCM and PVC)" als einen Beitrag zum „Responsible-Care"-Programm. Unter diese Charta sollen alle Prozesse des Herstellens, des Umgangs, der

Lagerung und des Transports von Vor- und Endprodukten fallen. Nicht berücksichtigt wurde die Herstellung von Fertigartikeln aus dem PVC-Pulver. Diese Charta enthält Ziele, Richtlinien und Emissionsgrenzwerte als freiwillige Verpflichtungen. Im einzelnen verpflichteten sich die Teilnehmer der Charta unter anderem auf

- das Ziel, für den Herstellprozeß ein geschlossenes Kreislaufkonzept zu verwirklichen, soweit das technologisch praktikabel ist;
- die Richtlinie, alle aus der Abluft der Herstellprozesse zurückgewinnbaren Mengen an 1,2-Dichlorethan (Ethylendichlorid, EDC) und monomerem VC zurückzugewinnen und den Prozessen wieder zuzuführen, soweit dies mit vertretbarem Aufwand möglich ist;
- die Richtlinie, flüssige chlorierte organische Nebenprodukte aus dem Herstellprozeß zu zerstören unter Wiedergewinnung des Chlors in der Form von Chlorwasserstoff (HCl), wenn sie nicht als Rohstoff für andere Chlorierungsprozesse verwendet werden;
- ökologische Standards für die 1,2-Dichlorethan (Ethylendichlorid, EDC-) und VC-Herstellung:

Emissionsgrenzwerte für alle Abgase:		
monomeres VC		5 mg/m³
EDC		5 mg/m³
HCl		30 mg/m³
Ethylen		150 mg/m³
Dioxine (TE)		0,1 ng/m³
Emissionsgrenzwerte für die Gesamtmenge der Abwässer:		
EDC	5 g	je Tonne Aufarbeitungskapazität
Kupfer	1 g	je Tonne Oxychlorierungskapazität
Dioxine	0,1 µg	je Tonne Oxychlorierungskapazität
Umweltstandards für die PVC-Herstellung (Suspensionsprozeß):		
VC-Gesamtemission aus der PVC-Herstellung	100 g	je Tonne PVC
VC-Gehalt im Abwasser	1 g/m³	
VC-Gehalt im Produkt (Standard-PVC, medizinische und Nahrungsmittelanwendung)	1 g	je Tonne PVC

3.1.5.7.8 Schlußfolgerungen

687. Der Umweltrat hat an dieser Stelle die im Sondergutachten Abfallwirtschaft geführte Diskussion über die Chlorchemie nicht wieder aufgegriffen. Er nimmt jedoch zur Kenntnis, daß durch die zwischenzeitlich eingetretene – auch durch seine Stellungnahme beeinflußte – Entwicklung in Produktions- und Entsorgungstechnik die von PVC ausgehenden Umweltprobleme nicht mehr als eigenständiges Argument für eine Rückbildung der Chlorchemie gelten können. Er sieht die mit dem Werkstoff PVC heute verbundenen Gesundheits- und Umweltrisiken – im Vergleich zu Substituten wie PET, PP und anderen – nicht als so schwerwiegend an, daß sie ein Verbot oder umfangreiche Verwendungsbeschränkungen rechtfertigen würden. Der Umweltrat behält sich jedoch vor, die Verwendung von PVC erneut unter dem Gesichtspunkt zu bewerten, ob Stoffe allein schon wegen ihrer Persistenz nicht mehr in den Verkehr gebracht werden sollten. Er wird sich mit dieser Problematik auseinandersetzen, wenn eine in diese Richtung gehende Neuformulierung der EU-Umweltpolitik, wie erwartet, von seiten Schwedens vorgeschlagen wird.

Der Umweltrat sieht auch keinen Anlaß, jetzt über eine von der Industrieseite gewünschte zehnjährige Verlängerung der Frist für die Umstellung von Elektrolyseanlagen zur Erzeugung von Chlor (und Natronlauge) von dem Diaphragma-Verfahren auf das ökologisch günstigere Membranverfahren oder gar die Aufhebung des Verbots älterer Elektrolyseverfahren zu entscheiden. Dies würde Bemühungen um einen Ersatz der Anlagen durch umweltfreundlichere Alternativen einschließlich der Investition in Neuanlagen zum Stillstand bringen.

Aus technischer Sicht sind Cadmiumstabilisatoren für PVC-Produkte heute nicht mehr erforderlich. Ihre Verwendung sollte aufgegeben werden.

Zur Förderung der Verwertung sollte für großvolumige PVC-Erzeugnisse wie Rohre, Dachbahnen und dergleichen eine Rücknahmepflicht eingeführt werden; eine solche Rücknahmepflicht muß dann allerdings auch für solche Erzeugnisse aus anderen Kunststoffen gelten.

Zwar kann die Forderung, nur sortenreine Kunststoffprodukte in Verkehr zu bringen, im Hinblick auf unterschiedliche Vorteile in Verwendung und vielfältiger Verwertung das anzustrebende Optimum – auch das umweltbezogene Optimum – verfehlen. Trotzdem erscheint eine Kennzeichnung für PVC und andere Produkte zur Erleichterung sortenreiner Sammlung sinnvoll – jedenfalls soweit nicht unverhältnismäßig hohe Kosten dieser entgegenstehen sollten.

Zur Förderung der Verwertung von PVC-Abfällen empfiehlt der Umweltrat keine Verwertungsquoten oder andere nicht marktwirtschaftliche Eingriffe, da er keine schwerwiegenden Umweltgründe sieht, die gegen die Verbrennung von PVC-Abfällen sprächen.

Eine theoretische Alternative zur werkstofflichen Verwertung ist die rohstoffliche Verwertung von PVC-Abfall. Auch die Möglichkeiten der Rückgewinnung des Chlors und seines Wiedereinsatzes in der PVC-Herstellung sollten optimiert werden.

3.1.5.8 Fazit

688. Die Anforderungen der TA Siedlungsabfall (TASi) machen nach derzeitigem Wissen eine thermische Behandlung größerer Abfallmengen in Zukunft unausweichlich. In neuen und in nachgerüsteten Abfallverbrennungsanlagen, die den Anforderungen der 17. BImSchV genügen, konnte die Erreichung der Zielwerte dieser Verordnung bestätigt werden. Die heute einsatzbereiten Abfallverbrennungstechniken sind unter den Gesichtspunkten Entsorgungssicherheit, Entsorgungskapazitäten und Umweltverträglichkeit gleichwertig.

In seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft (1991) hat der Umweltrat die besondere Rolle, die Emissionen polyhalogenierter Dibenzodioxine (PCDD) und -furane (PCDF) in der Diskussion um die Abfallverbrennungsanlagen spielen, anerkannt. Die Dringlichkeit der Emissionsminderung von Dioxinen und Furanen wie auch von metallischen Inhaltsstoffen hat sich heute zu anderen Anlagenarten verschoben.

Die aufgrund der TA Siedlungsabfall zu erwartende wachsende Nachfrage nach thermischen Behandlungseinrichtungen, aber auch die langjährigen öffentlichen Auseinandersetzungen über die Umweltauswirkungen von Abfallverbrennungsanlagen haben die Entwicklung alternativer Verfahren neben der herkömmlichen Rostfeuerung gefördert. Das Ergebnis sind sowohl Verfeinerungen der konventionellen Rostfeuerungstechnik als auch völlig neu entwickelte Verfahren. Generell ist zu diesen Alternativen festzustellen, daß sie im Vergleich zur Rostfeuerung noch nicht im großtechnischen Maßstab eingesetzt worden sind, sondern erst in Versuchs- und bestenfalls Pilotanlagen erprobt werden. Ihre Optimierung, auch unter Kostengesichtspunkten, und der Nachweis einer ausreichenden Funktionsfähigkeit und Betriebssicherheit im großtechnischen Maßstab stehen im großen und ganzen noch aus, sollten aber – nötigenfalls mit entsprechender Förderung – vergleichsweise kurzfristig möglich sein.

689. Gegen die Mitverbrennung von Abfällen in Stahl-, Kraft- und Zementwerken wird geltend gemacht, auf diese Weise fielen wegen der vorgeschriebenen „Mischwertberechnung" für die effektiven Emissionsgrenzwerte die auf die Einheit des zu verbrennenden Abfalls bezogenen Emissionen höher aus als in Abfallverbrennungsanlagen. Dieser Vorwurf scheint jedoch durch Emissionsmessungen nicht bestätigt zu werden. Die Diskussion weist allerdings auf ein in der Zwischenzeit eingetretenes Ungleichgewicht in der rechtlichen Festlegung des Standes der Technik für Abfallverbrennungsanlagen auf der einen Seite und für Kraftwerke, Zementwerke, Anlagen der Stahlerzeugung und sonstige technische Anlagen auf der anderen Seite hin. Eine Aufhebung dieses Ungleichgewichts in der Festlegung des Standes der Technik durch Angleichung der Großfeuerungsanlagen-Verordnung von 1983 und der TA Luft von 1986 ist nach Auffassung des Umweltrates als beste Lösung dringend geboten.

Umweltpolitisch ist auch die Frage zu bedenken, inwieweit die in den Produkten der „mitverbrennenden" Anlagen eingebundenen Stoffe durch Verwitterung, Auslaugung usw. aus diesen heraus in die Umwelt gelangen. Solchen Risiken sollte mit produktbezogenen Grenzwerten begegnet werden.

690. Um die Frage, ob die in der TA Siedlungsabfall festgelegten Maßstäbe zur umweltverträglichen Ablagerung von Restabfall uneingeschränkt gelten und eine thermische Behandlung erforderlich machen sollen oder ob nicht auch die mechanisch-biologische Abfallbehandlung (MBA, sog. kalte Rotte) als gleichwertige Alternative angesehen werden kann, hat sich in den letzten Jahren eine Kontroverse entwickelt.

Der Umweltrat ist zu folgenden Schlußfolgerungen und Bewertungen für die MBA-Technik gelangt:

- Bei der Verfahrens- und Anlagenentwicklung sind zentrale konzeptionelle Fragen offengeblieben. Der erreichte Entwicklungsstand kann – zumindest nach dem Kriterium des organischen Anteils im Trockenrückstand nach der TASi – noch nicht als Stand der Technik bezeichnet werden. Viele der derzeit offenen Fragen werden durch laufende Forschungsvorhaben in den nächsten Jahren beantwortet werden.
- Eine Verlängerung der Deponielaufzeit auf etwa das Doppelte im Vergleich zur Ablagerung unbehandelter Restabfälle scheint möglich. Allerdings ist ungeklärt, ob dies auch bei einer Endablagerung der – thermisch nicht behandelten – Leichtstofffraktion zutrifft. Diese Verlängerung ist jedoch im Vergleich zu der mit moderner thermischer Inertisierung erreichbaren kein Fortschritt.
- Der Umweltrat sieht keinen Grund, seine im Sondergutachten Abfallwirtschaft festgelegten Maßstäbe für die Endlagerung von Restabfällen umzustoßen. Sie entsprechen zudem dem Leitgedanken einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Die Aufnahme neuer Zuordnungskriterien in die TA Siedlungsabfall mit dem Ziel, die Ablagerungen von Behandlungsrückständen aus nichtthermischen Anlagen uneingeschränkt zuzulassen, erscheint zum jetzigen Zeitpunkt nicht sinnvoll.
- Der Umweltrat wendet sich gegen die Praxis, die bei der Umsetzung der TA Siedlungsabfall den Ausnahmefall der Übergangsfrist bis zum Jahr 2005 zum Regelfall macht.

691. In den letzten Jahren sind Tendenzen zu mehr Aufwand und Flexibilität in der stoffstromspezifischen Behandlung von Abfällen – auch mit der Option einer thermischen Stufe, insbesondere der Brennstofferzeugung – sowie zu erhöhtem verfahrenstechnischem Aufwand zur Beherrschung von Emissionen in die Luft erkennbar. Den Mehraufwendungen stehen bessere Vermarktbarkeit oder höhere Erlöse der verwertbaren Stofffraktionen gegenüber. Im günstigsten Falle kommen ein Verzicht auf Ablagerung und damit weitere Kosteneinsparungen in Betracht.

Hinsichtlich der Emissionen bekräftigt der Umweltrat die Forderungen aus seinem Sondergutachten Abfallwirtschaft (SRU,1991), daß die erzeugten Abfallbrennstoffe mit hohem energetischem Wirkungsgrad verbrannt werden müssen, und zwar in Anlagen, die

dem von der 17. BImSchV definierten Stand der Technik genügen. Dies gilt auch für die unerwünschte Schadstoffdissipation über die stoffliche Verwertung.

692. Eigens geregelt durch die Verpackungsverordnung sind die Verwertungs- und Beseitigungswege für die im Hausmüll vorherrschenden Verpackungsabfälle und damit auch für die Verpackungskunststoffe. Für die Verwertung dieser Kunststoffe aus Sammlungen der Duales System Deutschland GmbH stehen werkstoffliche und rohstoffliche Verfahren zur Verfügung. Energetische Verwertung, bei der die Kunststoffe als Brennstoff eingesetzt werden, ist mit Ausnahme der Sortierreste nach Verpackungsverordnung nicht zulässig.

Da aber Kunststoffe aus Sammlungen des Systems „Grüner Punkt" nicht vollständig werkstofflich verwertet werden können, muß eine ökologisch sinnvolle Verwertungsstrategie, welche die Vorteile aller Verwertungswege so gut wie möglich nutzt, sowohl werkstoffliche als auch rohstoffliche Verfahren einsetzen, und zwar in Verbindung mit einer energetischen Verwertung der nicht stofflich nutzbaren Abfallkunststoffe.

693. Für die mit Ablauf von Fristen und dem vollständigen Wirksamwerden des Kreislaufwirtschaftsgesetzes und seiner untergesetzlichen Regelungen zu erwartende Auslastung von Sonderabfallverbrennungsanlagen gibt es unterschiedliche Prognosen. Aus der Erwartung, daß die für eine ausreichende Auslastung der Sonderabfallverbrennungsanlagen nachteiligen Effekte überwiegen werden, wird vielfach abgeleitet, der Gesetzgeber müsse eingreifen, um eine Unterauslastung der Anlagen zu vermeiden. Er müsse die im Bund-Länder-Konsenspapier (Tz. 424 ff.) vereinbarte Definition von Abfällen zur Verwertung und solchen zur Beseitigung verbindlich machen und für die Mitverbrennung von Abfällen die „Mischungsregel" nachbessern.

Solchen Forderungen kann sich der Umweltrat nur eingeschränkt anschließen: Die Auslastung inländischer Kapazitäten zur Entsorgung kann kein Argument sein gegen kostengünstigere Wege, die die Abfallströme erwartungsgemäß finden. Eine Verhinderung der Abfall-Mitverbrennung im Inland durch eine nicht vom Vorsorgeprinzip gerechtfertigte Verschärfung der effektiven Emissionsgrenzwerte zum Zwecke der besseren Auslastung teurer Sonderabfallverbrennungsanlagen erscheint aus Umweltsicht nicht begründet.

694. Der Umweltrat hat an dieser Stelle die im Sondergutachten Abfallwirtschaft geführte Diskussion über die Chlorchemie nicht wieder aufgegriffen. Er nimmt jedoch zur Kenntnis, daß durch die zwischenzeitlich eingetretene – auch durch seine Stellungnahme beeinflußte – Entwicklung in Produktions- und Entsorgungstechnik die von PVC ausgehenden Umweltprobleme nicht mehr als eigenständiges Argument für eine Rückbildung der Chlorchemie gelten können. Er sieht die mit dem Werkstoff PVC heute verbundenen Gesundheits- und Umweltrisiken – im Vergleich zu Substituten wie PET, PP und anderen – nicht als so schwerwiegend an, daß sie ein Verbot oder umfangreiche Verwendungsbeschränkungen rechtfertigen würden. Der Umweltrat behält sich jedoch vor, die Verwendung von PVC erneut unter dem Gesichtspunkt zu bewerten, ob Stoffe allein schon wegen ihrer Persistenz nicht mehr in den Verkehr gebracht werden sollten. Er wird sich mit dieser Problematik auseinandersetzen, wenn eine in diese Richtung gehende Neuformulierung der EU-Umweltpolitik, wie erwartet, von seiten Schwedens vorgeschlagen wird.

Der Umweltrat sieht auch keinen Anlaß, jetzt über eine von der Industrieseite gewünschte zehnjährige Verlängerung der Frist für die Umstellung von Elektrolyseanlagen zur Erzeugung von Chlor (und Natronlauge) von dem Diaphragma-Verfahren auf das ökologisch günstigere Membranverfahren oder gar die Aufhebung des Verbots älterer Elektrolyseverfahren zu entscheiden. Dies würde Bemühungen um einen Ersatz der Anlagen durch umweltfreundlichere Alternativen einschließlich der Investition in Neuanlagen zum Stillstand bringen.

Aus technischer Sicht sind Cadmiumstabilisatoren für PVC-Produkte heute nicht mehr erforderlich. Ihre Verwendung sollte aufgegeben werden.

Zur Förderung der Verwertung sollte für großvolumige PVC-Erzeugnisse wie Rohre, Dachbahnen und dergleichen eine Rücknahmepflicht eingeführt werden; eine solche Rücknahmepflicht muß dann allerdings auch für solche Erzeugnisse aus anderen Kunststoffen gelten.

Zwar kann die Forderung, nur sortenreine Kunststoffprodukte in Verkehr zu bringen, im Hinblick auf unterschiedliche Vorteile in Verwendung und vielfältiger Verwertung das anzustrebende Optimum – auch das umweltbezogene Optimum – verfehlen. Trotzdem erscheint eine Kennzeichnung für PVC und andere Produkte zur Erleichterung sortenreiner Sammlung sinnvoll – jedenfalls soweit nicht unverhältnismäßig hohe Kosten dieser entgegenstehen sollten.

Zur Förderung der Verwertung von PVC-Abfällen empfiehlt der Umweltrat keine Verwertungsquoten oder andere nicht marktwirtschaftliche Eingriffe, da er keine schwerwiegenden Umweltgründe sieht, die gegen die Verbrennung von PVC-Abfällen sprächen.

Eine theoretische Alternative zur werkstofflichen Verwertung ist die rohstoffliche Verwertung von PVC-Abfall. Auch die Möglichkeiten der Rückgewinnung des Chlors und seines Wiedereinsatzes in der PVC-Herstellung sollten optimiert werden.

3.1.6 Konzept für eine künftige, stärker marktorientierte Abfallwirtschaft

695. Der Umweltrat leistet mit dem folgenden Abschnitt einen Beitrag zu einem künftigen abfallwirtschaftlichen Konzept, das Umfang und Intensität der abfallwirtschaftlichen Regulierungen auf ein durch die Ziele der Umweltpolitik gebotenes und gerechtfertigtes Maß reduziert. Dabei handelt es sich nicht um eine einfache Deregulierung, sondern um eine Kombination von Deregulierung und Reregulierung

mit dem Ziel, jene Kombination von Regulierungsmaßnahmen durchzusetzen, die die umweltpolitischen Ziele im Abfallbereich mit dem höchsten Maß an Wettbewerb erreicht. Ausgangspunkt der Überlegungen ist eine umweltpolitische Rahmenordnung, die sicherstellt, daß ausreichende Schutz- und Vorsorgestandards und diesen entsprechende Frachtbegrenzungen bestehen und daß die Emissionsbegrenzungen und Beschränkungen der strukturellen Eingriffe in den Naturhaushalt an diesen ausgerichtet werden. Emissionen von Schadstoffen ebenso wie strukturelle Eingriffe in den Naturhaushalt müssen den Verursachern über geeignete Regeln (z. B. Abgaben, Ausgleichszahlungen) angelastet werden. In einer solchen Rahmenordnung kann man den Umgang mit Abfällen weitestgehend den privaten Akteuren und damit der marktlichen Steuerung überlassen und darauf vertrauen, daß diese Akteure die in der jeweiligen Rahmenordnung bestmögliche Lösung finden und realisieren werden, immer vorausgesetzt, die Rahmenordnung weist keine wesentlichen Lücken auf. Die Deregulierung der Abfallwirtschaft erfordert also unter Umständen umfangreiche Ergänzungen der umweltpolitischen Rahmenordnung. In dieser Perspektive war die spezielle Regulierung der Abfallwirtschaft, verbunden mit einer starken Dominanz öffentlich-rechtlicher Entsorgungsaktivitäten, in den Anfängen der Abfallwirtschaftspolitik, konsequent, weil die Rahmenordnung noch unvollständig war. Mit der 17. Bundes-Immissionsschutzverordnung, der TA Abfall und der TA Siedlungsabfall sind bereits wesentliche Lücken geschlossen, so daß jetzt auch an ein Umsteuern in der speziellen Abfallpolitik in dem Sinne gedacht und damit Markt- und Wettbewerbsprozessen in der Abfallwirtschaft mehr Raum gegeben werden kann. Dadurch wird – so die Erfahrung mit Markt- und Wettbewerbsprozessen – die Effizienz der Abfallwirtschaft gesteigert.

Der Umweltrat ist sich dessen bewußt, daß ein solches Konzept nur schrittweise und über einen längeren Zeitraum hinweg realisiert werden kann. Bei der Realisierung von Teilschritten müssen weitere Maßnahmen getroffen werden, sollte sich die umweltpolitische Rahmenordnung als nicht vollständig erweisen. Das wäre insbesondere dann erforderlich, wenn sich durch geänderte Entsorgungsaktivitäten (z. B. höherer Anteil der Abfallverbrennung) die Gesamtbelastung mit Schadstoffen erhöhen sollte. Auch die mit unterschiedlichen institutionellen Arrangements verbundenen Transaktionskosten müssen immer im Blick gehalten werden. Dazu gehören neben den Kontrollkosten insbesondere auch die administrativen Kosten der Arrangements, gleichgültig, ob diese Kosten bei der öffentlichen Hand oder bei den privaten Unternehmen anfallen.

696. In den voranstehenden Abschnitten ist aufgezeigt worden, daß nach wie vor von einem konsistenten abfallwirtschaftlichen Gesamtkonzept keine Rede sein kann. Zentrale Fragen bleiben auch nach Inkrafttreten des Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetzes im Jahre 1996 offen. Dies betrifft insbesondere

- die Ziele der abfallwirtschaftlichen Gesetzgebung,
- die Abfalldefinition,
- das Nebeneinander von öffentlich-rechtlicher und privater Abfallwirtschaft (Dualismus) und
- die Produktverantwortung.

697. Bei den Zielen der abfallwirtschaftlichen Gesetzgebung geht es um zwei Teilprobleme:

(1) In § 1 KrW-/AbfG werden als Ziele „die Schonung der natürlichen Ressourcen" und „die Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen" genannt, ohne daß eine Regelung möglicher Konflikte zwischen diesen beiden Zielen und eine Konkretisierung beziehungsweise Instrumentalisierung des Ziels „Schonung der natürlichen Ressourcen" im weiteren Gesetzestext erfolgte. Mit „Schonung der natürlichen Ressourcen" kann nur die Einsparung von Rohstoffverbräuchen gemeint sein, wenn man von der Möglichkeit eines schlichten Pleonasmus im Gesetz absieht. Denn die Benutzung der natürlichen Ressourcen (im weitesten Sinne) als Senke für Emissionen oder die Beeinträchtigung natürlicher Ressourcen (etwa: Landschaft, Boden, Grundwasser) durch strukturelle Eingriffe ist ja schon durch den Verweis auf die Umweltverträglichkeit abgedeckt. Welche Rohstoffmengenziele aber Grundlage der Abfallwirtschaftspolitik sein sollen, welche Möglichkeiten zur Durchsetzung solcher Mengenziele zur Hand sind und wie zu verfahren ist, wenn zum Beispiel die Rückgewinnung von Rohstoffen mit erheblichen Emissionen verbunden ist, darüber schweigt sich das Gesetz weitgehend aus.

(2) In den §§ 4 und 5 KrW-/AbfG wird der Grundsatz „Vermeidung vor Verwerten vor Beseitigen" etabliert. Er wird zwar für den Einzelfall relativiert („technische Möglichkeit"; „wirtschaftliche Zumutbarkeit", insbesondere: Vorrang der Umweltverträglichkeit bei der Entscheidung im Einzelfall), jedoch bleibt es weitgehend untergesetzlichen Regelungen vorbehalten, auf welche Weise diesem Grundsatz Rechnung getragen werden soll. Damit ist die Gefahr nicht von der Hand zu weisen, daß die sich gerade erst formierende Abfall- und Verwertungswirtschaft im Wege von Vorschriften über Entsorgungswege, Verwertungs- und Vermeidungsquoten und Andienungspflichten auf der Basis des technologischen Status quo mit einem Netz innovationshemmender Regulierungen überzogen wird, das der gerade mit dem technischen Fortschritt wachsenden Komplexität dieses Sektors grundsätzlich nicht Rechnung tragen kann.

698. Mit dem erweiterten Abfallbegriff des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (Tz. 414 ff.) wird zwar die alte Debatte „Wirtschaftsgut oder Abfall" durch die Übernahme des Abfallbegriffs des EU-Rechts in § 3 KrW-/AbfG erledigt. Das Problem taucht jedoch in neuem Gewand bei der Unterscheidung zwischen „Abfall zur Verwertung" und „Abfall zur Beseitigung" wieder auf.

699. Zum Nebeneinander von öffentlich-rechtlicher und privater Abfallwirtschaft (Tz. 435 ff.) ist in den §§ 16, 17 und 18 KrW-/AbfG zwar eine gewisse Öff-

nung der öffentlichen Entsorgungsmonopole vorgesehen, jedoch dürfte diese Öffnung angesichts der Tatsache, daß entsprechende Veränderungen an die Zustimmung der bislang Entsorgungspflichtigen gebunden sind, in der Praxis weitgehend folgenlos bleiben.

700. Mit der Einführung einer Produktverantwortung in den §§ 22 ff. KrW-/AbfG wird zwar der vernünftigen Forderung Rechnung getragen, daß in der Kette der konsekutiven Abfallverursachung (vom Rohstoffproduzenten über die Teile- und Produkthersteller, über die Logistiker und den Handel bis hin zum Verbraucher) alle Akteure Anreize zur Abfallvermeidung beziehungsweise zur verwertungsgerechten Gestaltung ihres Umgangs mit Materialien und Produkten benötigen und daß in diesem Zusammenhang besonders kräftige Anreize auf die Produkthersteller ausgeübt werden müssen, weil sie im Rahmen der Produktgestaltung die größten Möglichkeiten haben, Abfallvermeidung und -verwertung zu fördern. Gleichwohl behält die Produktverantwortung weitestgehend deklamatorischen Charakter, solange nicht Instrumente zu ihrer Durchsetzung zur Verfügung stehen. Auch hier schweigt sich das Gesetz weitestgehend aus und verweist auf untergesetzliche Regelungen, bei deren Schaffung – wie die laufenden Debatten um die Verpackungsverordnung, die Altautoverordnung oder die Elektronikschrottverordnung zeigen – die im Gesetz offengebliebenen konzeptionellen Entscheidungen wieder auf der Tagesordnung stehen.

701. Zur Entfaltung der Perspektive für eine künftige Abfallwirtschaft wird zunächst die Funktionsweise idealer, unregulierter Abfallmärkte dargelegt (Tz. 702 ff.). Ihr folgt eine kurze Charakterisierung des regulierungsbedingten Ist-Zustandes (Tz. 706 ff.), verbunden mit der (normativen) Frage, wodurch staatliche Eingriffe in die Abfallmärkte legitimiert sind und welche Art von Eingriffen vor dem Hintergrund der Theorie des Marktversagens überhaupt legitimiert werden können (Tz. 708 ff.). Damit ist die Basis gelegt, um Ziele (Tz. 719 ff.) und Instrumente der Umweltpolitik in der Abfallwirtschaft (Tz. 723 ff.) diskutieren zu können. Abschnitt 3.1.6.6 (Tz. 736 ff.) ist der Frage nach den erforderlichen ordnungspolitischen Voraussetzungen für den Einsatz marktnäherer umweltpolitischer Instrumente in der Abfallwirtschaft gewidmet. Unter 3.1.6.7 wird schließlich ein Fazit gezogen.

3.1.6.1 Die Funktionsweise von abfallwirtschaftlichen Märkten

702. Aufgrund der Vielzahl und Heterogenität seiner Akteure sowie der auf den Abfallmärkten gehandelten Rechte (an Abfallmengen) und Dienstleistungen (Verwertungs- und Beseitigungsdienstleistungen einschließlich logistischer Vorleistungen) ist es schwierig, von „dem Abfallmarkt" zu sprechen. Vielmehr setzt sich der Abfallmarkt aus einer Vielzahl von Teilmärkten zusammen. z. B. kann nach dem Abfallerzeuger zwischen Haushalts- und Gewerbeabfällen, nach der Schädlichkeit zwischen (überwachungsbedürftigem) Abfall und (besonders überwachungsbedürftigem) Sonderabfall unterschieden werden. Häufig muß bei abfallwirtschaftlichen Teilleistungen (z. B. beim Sammeln) wegen der gesetzlichen Regelungen (kleinräumige Entsorgungsautarkie) oder der im Einzelfall hohen Transportkosten nach räumlichen Teilmärkten unterschieden werden.

703. Als Nachfrager nach abfallwirtschaftlichen Rechten und Dienstleistungen treten private Haushalte, alle gewerblichen und öffentlichen Industrie- und Dienstleistungsbereiche sowie Unternehmen der Abfallwirtschaft selbst (als Vorleistungseinkäufer) auf. Ein Teil ihres Bedarfs wird am Markt nicht manifest, da Abfälle in Eigenregie verwertet oder entsorgt werden können (sog. Eigenentsorgung), zum Beispiel in Form der Eigenkompostierung von Grünabfällen oder der Reintegration von Abfällen in den Produktionsprozeß.

Auf der Anbieterseite konkurrieren private, öffentliche und teilöffentliche Entsorger um Rechte an Abfallmengen und um die Vergabe von Verwertungs- und Beseitigungsdienstleistungen. Im Rahmen des europäischen Binnenmarktes treten verstärkt auch ausländische Anbieter mit qualifizierten Beseitigungs- und Verwertungsleistungen auf. Eine europäische Arbeitsteilung ist aus ökonomischer und ökologischer Sicht zu begrüßen, da bei der Dimensionierung und dem Betrieb von Entsorgungsanlagen erhebliche Spezialisierungs- und Größenvorteile bestehen und insofern bei der Verwertung und Beseitigung sehr spezieller Abfälle nur wenige, entsprechend spezialisierte Betriebe selbst im europäischen Maßstab ausgelastet werden können.

Vernetzung der Märkte

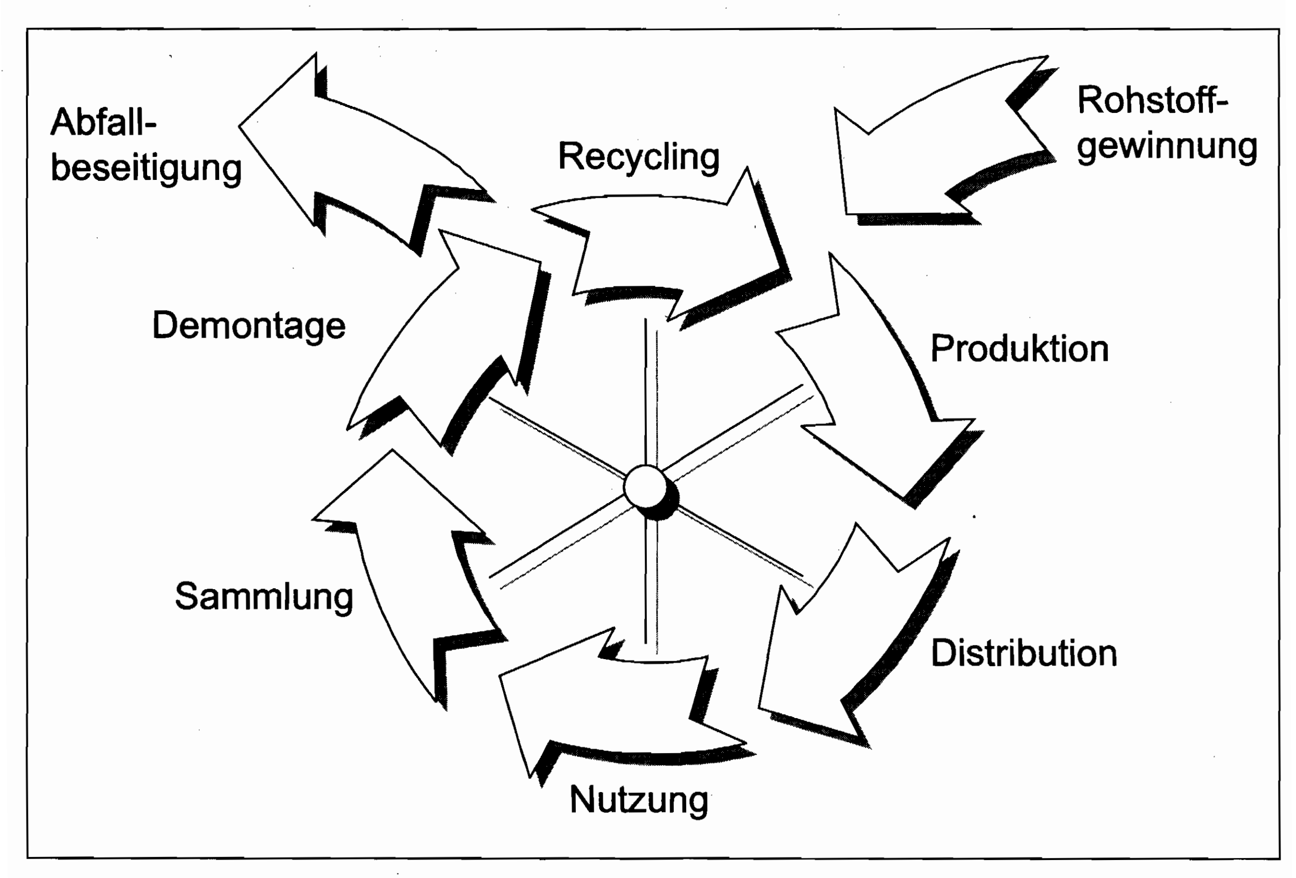
704. Die jüngere Entwicklung der Abfallmärkte ist durch die zunehmende Bedeutung der Verwertung, also der Wiedereinführung der Abfallstoffe in den Produktionsprozeß, charakterisiert. Gegenüber der reinen Beseitigungswirtschaft steigt dadurch die Komplexität der Abfallmärkte erheblich.

Hilfreich beim Verständnis der komplexen Vernetzung der Abfallmärkte untereinander und der Abfallwirtschaft mit anderen Märkten ist das Bild von Wertschöpfungsringen (Abb. 3.1.6-1).

Stoffe treten in Form von Primärrohstoffen in den Wertschöpfungsring ein und in Form von Emissionen und Restabfällen, für die es (noch) keine Verwertungsmöglichkeiten gibt, aus dem Ring aus. Abfälle, die wieder- oder weiterverwendet oder verwertet werden können, durchlaufen neue Wertschöpfungsringe. Bricht man den Wertschöpfungsring der gesamten Volkswirtschaft auf die Ebene einzelner Produkte herunter, zeigt sich die Vielzahl der Vernetzungen von Wertschöpfungsringen zwischen den unterschiedlichsten Branchen. Auf jeder Wertschöpfungsstufe eines Produktes entstehen Abfälle: in der Bearbeitung der Rohstoffe, in der Produktion, beim Transport, nach dem „Letztgebrauch", bei der Abfallbehandlung, aber auch bei der Wiederverwertung. Jeweils stehen die unterschiedlichsten Verarbeitungswege zur Wahl.

Abbildung 3.1.6-1

Der Wertschöpfungsring



Quelle: RUTKOWSKY, 1998

Zahlreiche Innovationen in der Abfallbehandlung haben in den letzten Jahren die Verfahrensalternativen und die Kombinationsmöglichkeiten von Wertschöpfungsringen sowie deren Ökonomik kontinuierlich verändert. Deshalb können aus heutiger Sicht einige Ziele und Instrumente anders bewertet werden als noch vor dem Hintergrund der achtziger Jahre (vgl. SRU, 1991). Die politische Festlegung der Rahmenbedingungen der Abfallmärkte muß der gewandelten Situation Rechnung tragen und ihnen ähnliche Flexibilität gestatten wie anderen Märkten. Nur dann sind ökologische Ziele auch auf Dauer mit akzeptablen Kosten durchsetzbar.

Abfallmenge und Abfallschädlichkeit

705. Grundsätzlich bildet sich auf einem unregulierten Markt für Entsorgungs- und Verwertungsleistungen eine Preisstruktur heraus, die zum weitgehenden mengenmäßigen Ausgleich von Angebot und Nachfrage führt. Dabei sind die Anbieter und Nachfrager von Verwertungs- und Beseitigungsanlagen über das System der relativen Preise miteinander verbunden. Treten zum Beispiel im Bereich der Beseitigungskapazitäten temporäre Entsorgungsengpässe auf, so erhalten Anbieter von Verwertungsleistungen durch die von den steigenden Beseitigungspreisen induzierte Mehrnachfrage nach Verwertungsleistungen einen Anreiz, ihre Kapazitäten zu erweitern beziehungsweise neue zu schaffen (im Bereich der Verwertung sind entsprechende kurzfristige Anpassungen eher möglich als bei der Beseitigung). Gleichzeitig werden die Nachfrager durch steigende Entsorgungs- und Verwertungspreise angehalten, ihr Entsorgungs- und Beschaffungsverhalten zu überprüfen. Sofern sie sich vom Einkauf abfallärmerer Produkte Einsparungen versprechen, vermitteln sie durch ihr verändertes Einkaufsverhalten den Herstellern das Signal, abfallärmere Produkte anzubieten. Auf diese Weise kommt es zu Anpassungsaktivitäten auf beiden Marktseiten, die auf ein neues Marktgleichgewicht hinwirken und damit Entsorgungssicherheit herstellen, sofern keine grundlegenden Anpassungshemmnisse (Marktversagen) existieren (vgl. dazu Abschn. 3.1.6.3).

Dagegen geht die besondere Schädlichkeit von Abfällen – ohne kompensierende staatliche Maßnahmen – nicht unmittelbar in das Marktgeschehen ein, weil die Umweltqualität ein öffentliches Gut darstellt. Soweit durch geeignete Internalisierungsregeln dafür gesorgt wird, daß die besondere Schädlichkeit von Abfällen kostenwirksam wird, könnte auch hier die Entdeckung optimaler Vermeidungs-, Verwertungs- und Beseitigungsstrategien dem Markt über-

lassen bleiben, sofern – wie schon gesagt – keine grundlegenden Anpassungshemmnisse existieren.

3.1.6.2 Die Regulierung der Abfallmärkte und ihre Wirkungen

706. Die Abfallpolitik hat sich bis Mitte der achtziger Jahre darauf beschränkt, eine unter Gesundheits- und Umweltschutzaspekten akzeptable Sammlung, Ablagerung und Verbrennung sicherzustellen. Der Ausgleich von Entsorgungsnachfrage und -angebot („Entsorgungssicherheit") sollte und soll auch heute noch mittels staatlicher Planung erreicht werden. Um deren Durchsetzbarkeit zu gewährleisten, herrscht in der Gesetzgebung und in Teilen der Rechtssprechung (VG Wiesbaden, HessVGRspr. 1997, 95), vor allem im Bereich der Haushaltsabfälle, bis heute die Zielvorstellung einer kleinräumigen Entsorgungsautarkie vor, die sich in der Verpflichtung von Kreisen und kreisfreien Städten zur Schaffung eigener Entsorgungs- und Verwertungsanlagen mit mehrjährigen Reservekapazitäten äußert, auch wenn sich inzwischen Bestrebungen zu überörtlichen Verbundlösungen abzeichnen. Insgesamt nehmen auf der Seite des Entsorgungsangebots bis heute planwirtschaftliche Elemente eine bedeutende Stellung ein.

Das staatliche Angebot führte zu einer Preisbildung auf den Abfallmärkten, die weniger durch das freie Spiel von Angebots- und Nachfragereaktionen als durch das öffentliche Gebührenrecht und Kontrahierungszwänge geprägt ist. Diese verhindern zum Teil, daß sich Knappheiten oder Überkapazitäten in den Preisen in ökonomisch sinnvoller Weise niederschlagen. Die Rückkopplung zu Anpassungen der produzierten Abfallmenge (Nachfrage) sowie der Anlagenkapazitäten (Angebot) findet deshalb nicht beziehungsweise nur auf begrenzten Teilmärkten statt.

Die Abfallpolitik hat zwar mit den Abfallgesetzen von 1986 (AbfG) und 1996 (KrW-/AbfG) auf neue Herausforderungen reagiert, jedoch die markthemmenden Regulierungen in ihrem Kern nicht angetastet. Letztere sind auch einer der wesentlichen Gründe für die ungleichgewichtige Entwicklung von Angebot und Nachfrage auf den Abfallmärkten in den vergangenen zehn Jahren. So war noch vor wenigen Jahren von einem drohenden Entsorgungsnotstand die Rede. Inzwischen hat sich die Situation in ihr Gegenteil verkehrt: Der Entsorgungsnotstand ist Überkapazitäten gewichen, die einen Preiswettbewerb um gewerbliche Abfälle zwecks Amortisation spezifischer Investitionen entfacht haben. Es lohnt sich nämlich, die Preise für die Entsorgung gewerblicher Abfälle auch unter Durchschnittskosten zu senken, sofern mit dem zusätzlichen Umsatz noch ein über die direkt zuzurechnenden Kosten hinausgehender Deckungsbeitrag zu den (im allgemeinen hohen) Fixkosten der Entsorgungsanlagen verbunden ist. Dies bedeutet auch, daß die im Bereich des Entsorgungsmonopols verbliebenen Nachfragergruppen, insbesondere die Haushalte, mit höheren Entsorgungspreisen zur Deckung der Fixkosten konfrontiert sind. Eine Ursache für den Wettbewerb um Abfallmengen liegt sicher in der Tatsache, daß durch die lange Übergangszeit der Ausnahmeregel bei der TA Siedlungsabfall Anreize geschaffen wurden, Deponien, die den Standards der TA Siedlungsabfall nicht genügen, beschleunigt zu verfüllen, statt sie umzurüsten. Darüber hinaus kann ein gewisser Einfluß des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes nicht ausgeschlossen werden, weil die bislang bekannt gewordenen gerichtlichen Entscheidungen zur Klassifizierung von Abfällen als Abfall zur Beseitigung beziehungsweise Abfall zur Verwertung geringere Anforderungen an Abfälle zur Verwertung zu stellen scheinen als sie bei der früher einschlägigen Unterscheidung zwischen Wirtschaftsgütern und Abfall an die Eigenschaften von Wirtschaftsgütern gestellt wurden. Aber auch ohne diesen Anreiz hätte es gegenläufige Entwicklungen beim Aufkommen von Restabfall und bei der Entwicklung der Entsorgungskapazitäten gegeben. Während das Aufkommen an Abfällen zur Beseitigung – aufgrund des zum Teil mehr als fünfjährigen Nachhinkens der einschlägigen Statistiken lange Zeit von der Politik unerkannt – durch Vermeidung und Verwertung zurückgegangen ist, wurden auf der Angebotsseite in erheblichem Umfang neue Kapazitäten bei Verbrennungsanlagen, aber auch bei der Unter-Tage-Verbringung und der Nutzung von Abfällen als Reduktionsmittel beziehungsweise als Energiequelle (in Stahl-, Zement- und Kraftwerken) mobilisiert.

707. Welche Entwicklung die Abfallmärkte langfristig nehmen, hängt primär von der Entwicklung der politischen Rahmenbedingungen ab. Unabhängig davon kann davon ausgegangen werden, daß nach Ablauf der Übergangsregelungen der TA Siedlungsabfall Deponieraum wegen der sehr speziellen Anforderungen an den Untergrund und der mangelhaften Akzeptanz bei den Anliegern ein vergleichsweise knappes Gut sein wird. Insofern ist unter den jetzigen abfallpolitischen Rahmenbedingungen der nächste Entsorgungsnotstand nicht ausgeschlossen. Erforderlich ist deshalb eine Flexibilisierung der Abfallmärkte. Nur wenn sich die tatsächlichen Knappheiten (von Deponieraum, Verbrennungskapazitäten und Emissionsrechten) in den Preisen der Entsorgungs- und Verwertungsleistungen angemessen niederschlagen und die Akteure die Freiheit besitzen, auf Preissignale zu reagieren, können sich Angebotskapazitäten und Nachfrage aneinander anpassen.

3.1.6.3 Zur Legitimation staatlicher Eingriffe in die Abfallwirtschaft

Schädlichkeits-, Mengen- und Wettbewerbsproblem

708. Folgt man den bestehenden rechtlichen Regelungen bis hin zum Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz, so hat sich die Abfallpolitik drei Aufgabenfelder definiert:

- die Steuerung der Belastung von Umwelt und Gesundheit durch Emissionen von Schadstoffen aus Abfällen und deren Behandlung („Schädlichkeitsproblem"),
- die Steuerung der Abfallmengen unter umweltpolitischen und ressourcenpolitischen Gesichtspunkten sowie zur Erhöhung der Entsorgungssicherheit („Mengenproblem"),

– die Steuerung des Entsorgungsangebots („Wettbewerbsproblem").

Zu fragen ist zunächst, ob auf diesen Handlungsfeldern vor dem normativen Hintergrund der Theorie des Marktversagens staatlicher Handlungsbedarf besteht.

709. Das *Schädlichkeitsproblem* besteht darin, daß bei der Abfallentsorgung erhebliche Umweltkosten durch Emissionen in Wasser, Boden und Luft entstehen können. Die schädlichen Stoffe können entweder bereits in den Abfällen enthalten sein oder erst bei der Behandlung entstehen. Den beteiligten Verursachern würden ohne staatliche Maßnahmen die sozialen Kosten der Umweltnutzung nicht ausreichend angelastet („Externalisierung"). Das Ziel, eine hygienisch einwandfreie und umweltverträgliche Abfallentsorgung sicherzustellen, steht folglich zu Recht von jeher im Zentrum abfallpolitischer und -rechtlicher Aktivitäten. Dabei konzentriert sich das abfallpolitische Interesse nach wie vor auf die Abfallbeseitigung, da sie den weitaus größten Teil der Abfallströme aufnimmt und ihr die größten Umweltbeeinträchtigungen nachgesagt werden.

710. Dagegen ist zweifelhaft, ob angesichts der in Abschnitt 3.1.6.1 beschriebenen Funktionsweise unregulierter Abfallmärkte staatliche Aktivitäten zur Bewältigung des *Mengenproblems* überhaupt erforderlich sind. Die dargestellten Erfahrungen mit einer Abfallpolitik zwischen Entsorgungsnotstand und Überkapazitäten weisen vielmehr darauf hin, daß die Politik mit dieser Aufgabe nicht nur überfordert ist, sondern daß sie zudem die Marktkräfte, die für gewöhnlich zum Ausgleich von Angebot und Nachfrage führen, systematisch außer Kraft gesetzt hat. Daß Vertrauen auf die Marktkräfte nicht grundlos ist, zeigt die Entwicklung des Restmüllaufkommens bei gewerblichen Abfällen (also dort, wo noch am ehesten von Markt in der Abfallwirtschaft die Rede sein kann): Steigende Entsorgungspreise führten zu mehr Verwertungs- und Vermeidungsanstrengungen. Daß manche der dabei zu beobachtenden Ausweichreaktionen nicht im Sinne einer wohlverstandenen umweltverträglichen Abfallverwertung und -beseitigung waren und sind, hat mehr mit Versäumnissen der Abfallpolitik (beim Versperren bestimmter Entsorgungswege) als mit Marktversagen zu tun.

711. Interventionen zur Steuerung der Abfallmengen werden insbesondere mit dem Ziel der Ressourcenschonung gefordert, das – wie in Tz. 697 bereits erwähnt – neben der „Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen" Ziel des Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetzes ist. Damit kann, wie bereits dargelegt, nur der Rohstoffvorrat gemeint sein. Die Rohstoffpolitik als Instrument zur Lösung abfallwirtschaftlicher Probleme – oder umgekehrt – heranziehen zu wollen, wäre jedoch angesichts der globalen Dimension insbesondere der Rohstoffmärkte unsinnig und angesichts der Unsicherheit über die „richtigen" Rohstoffpreise im Zweifel auch schädlich. Denn ein Marktversagen (im Sinne eines systematischen Fehlfunktionierens der Märkte) bei der intertemporalen Allokation von Rohstoffen läßt sich nicht definitiv nachweisen. Vielmehr besteht für die Inhaber von Ressourcenbeständen (soweit die Bestände nicht die Eigenschaft „öffentlicher Güter" aufweisen) ein hoher Anreiz, auf künftig zu erwartende Knappheiten und die damit verbundenen Preissteigerungen schon heute mit einer Einschränkung der Abbaumenge zu reagieren. Dieser Angebotsrückgang führt dazu, daß sich zukünftige Knappheiten bereits heute in höheren Preisen niederschlagen und damit die erforderlichen Anpassungsmaßnahmen erzwingen. Der Versuch, Abfall- und Rohstoffpolitik in einer gemeinsamen „Stoffstromsteuerung" integrieren und optimieren zu wollen, riskiert deshalb eine systematische Fehlsteuerung und Überregulierung beider Märkte.

712. Dennoch werden Zweifel geäußert, ob das freie Spiel der Marktkräfte in der Lage sein wird, Angebot und Nachfrage auf den Entsorgungsmärkten so zu steuern, daß es nicht zu den immer wieder in der abfallpolitischen Diskussion befürchteten Entsorgungsengpässen kommt. Hingewiesen wird mit Blick auf die zum Teil sehr langen Planungs- und Genehmigungsvorläufe vor allem auf die geringe Flexibilität des Entsorgungsangebots (z. B. bei Deponien und Verbrennungsanlagen) ebenso wie auf die angesichts der hohen Fixkostenanteile in der Kostenstruktur von Entsorgungsanlagen beträchtlichen Risiken.

Was die Flexibilität des Entsorgungsangebots betrifft, so sollte man sie schon heute nicht unterschätzen, ganz abgesehen davon, daß sie durch geeignete Maßnahmen vergrößert werden kann. Auf wettbewerblichen Entsorgungsmärkten würde ein drohender Entsorgungsnotstand sehr früh zu steigenden Entsorgungspreisen führen. Damit würde eine schnellere Verfüllung vorhandener Deponien bei gleichzeitiger Neu- beziehungsweise Erweiterungsplanung wirtschaftlich. Zugleich würden zusätzliche Verwertungs- und Vermeidungsanstrengungen induziert. Hinzu kommen jene vergleichsweise schnellen Reaktionsmöglichkeiten des Entsorgungsangebots, die durch Ausnutzung bislang ungenutzter Erweiterungsmöglichkeiten auf bereits genehmigten Verbrennungsstandorten bestehen. Nimmt man alle Reaktionen auf der Angebots- und Nachfrageseite der Entsorgungsmärkte zusammen in den Blick, so sollte durchaus Vertrauen in die Anpassungsflexibilität der Abfallmärkte bestehen.

Ob darüber hinaus eine Flexibilisierung des Entsorgungsangebots durch Maßnahmen der zeitlichen Straffung von Genehmigungsverfahren, ein besseres Verfahrensmanagement und durch Maßnahmen zur Steigerung der Akzeptanz von Entsorgungsstandorten möglich ist, erscheint fragwürdig. Die in den letzten Jahren beobachtbaren Maßnahmen zur Straffung von Genehmigungsverfahren erscheinen weitgehend ausgeschöpft (Presseerklärung des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Jugend, Familie und Gesundheit vom 23. April 1997). Informationskampagnen über die reduzierten Gefahren aus Deponien und Müllverbrennungsanlagen durch den Erlaß der TA Siedlungsabfall beziehungsweise der 17. Bundes-Immissionsschutzverordnung dürften in den Fällen hartnäckiger Überzeugungsgegner solcher Anlagen genauso wenig erfolgreich sein, wie Hinweise auf die durch solche Anlagen geschaffenen Arbeitsplätze.

Auch von Mediationsverfahren ist nach den vorliegenden Erfahrungen ein Durchbruch nicht zu erwarten. Allenfalls sorgen die steigenden Entsorgungspreise dafür, daß größere Budgets für Kompensationsmaßnahmen zur Verfügung stehen. In (individuellen) Kompensationsmaßnahmen, verbunden mit Verbesserungen im Verfahrensmanagement, werden dann auch die größten Chancen gesehen, Fortschritte bei der Flexibilisierung des Entsorgungsangebotes zu erzielen (WERBECK und HECHT, 1997).

713. Ein weiterer Versuch der Legitimierung staatlichen Handelns in der Abfallpolitik wird mit dem Hinweis auf systematische Wettbewerbsdefekte in der Abfallwirtschaft unternommen *(Wettbewerbsproblem)*. Ohne spezielle Regulierung und öffentliche Bereitstellung sei das Entstehen von Marktmacht zu befürchten, die sich in einer monopolistischen Ausbeutung der Nachfrager nach Entsorgungsleistungen manifestiert. In der Praxis führt diese Befürchtung unter anderem dazu, daß sogar die Herstellung von Entsorgungsleistungen durch öffentlich-rechtliche Einrichtungen häufig als selbstverständlich angesehen wird (z. B. CANTNER, 1997). Eine Reihe von Untersuchungen deutet jedoch darauf hin, daß der Regulierungsbedarf zur Lösung des Wettbewerbsproblems sehr viel geringer ist als allgemein angenommen wird:

- Obwohl die Anlagen der Entsorgung sich durch nicht unerhebliche Größenvorteile und hohe Spezifität auszeichnen, wirken die relativ geringen Transportkosten einer Monopolmacht entgegen, wenn dieser Mechanismus nicht durch die Anwendung des Prinzips der räumlichen Nähe bei der Entsorgung außer Kraft gesetzt wird. Insbesondere diese Tatsache wird in einschlägigen Untersuchungen oft übersehen. Auch wird der potentielle Einfluß einer Anlastung der Umweltkosten des Verkehrs auf die Transportpreise in diesem Zusammenhang systematisch überschätzt. Selbst eine Verdreifachung der Kraftstoffpreise würde sich auf die Kosten eines Tonnenkilometers im Straßengüterverkehr um kaum mehr als 30 % auswirken, weil der Anteil der Kraftstoffkosten an den Kosten eines Tonnenkilometers in der Regel geringer ist als 15 %. Zudem wird der Preissetzungsspielraum durch die Substitutionskonkurrenz im Verwertungssektor begrenzt (RUTKOWSKY, 1998; ZIEGLER, 1995).
- Bei der Sammlung von Haushaltsabfällen ist die Gefahr von regionaler Marktmacht nicht von der Hand zu weisen. Zwar sind die reinen Größenvorteile beschränkt (etwa 80 000 Haushalte pro Sammelgebiet genügen, um die möglichen Größenvorteile zu realisieren), es existieren aber hohe Verbundvorteile der Sammlung aller Abfallarten in einer begrenzten Region sowie Verbundvorteile z. B. mit Sortieranlagen, die statt eines freien Angebots eine Ausschreibung der Sammlung durch die Gebietskörperschaften nahelegen (Wettbewerb um den Markt statt Wettbewerb im Markt; vgl. RUTKOWSKY, 1998).

714. Im Ergebnis zeigt sich: Die Gefahr von Marktmacht bietet praktisch keine Begründung für eine staatliche Beschränkung des Wettbewerbs auf den Abfallmärkten durch Entsorgungsmonopole und Andienungszwänge. Es verbleibt einzig das Schädlichkeitsproblem als vordringliches abfallpolitisches Handlungsfeld. Inwieweit hier in der Abfallwirtschaft ein spezieller Regulierungsbedarf herrscht, oder ob die Abfallwirtschaft lediglich den alle Sektoren betreffenden Instrumenten zur Vermeidung schädigender Eingriffe in die Umwelt zu unterwerfen ist, hängt vor allem davon ab, ob hier spezifische Probleme („Wirkungsbrüche") beim Einsatz dieser Instrumente auftreten (dazu Tz. 716 ff.).

Die hier erfolgte Ausrichtung der Abfallpolitik am Schädlichkeitsproblem mag diejenigen überraschen, die in der Zunahme der Abfallmengen als solcher ein eigenes Umweltproblem zu sehen gewohnt sind. Schließlich, so läßt sich argumentieren, gebe es ja keine vollständig unschädlichen Abfälle. Und insofern trage jede Reduktion der Abfallmengen auch zur Verminderung der aus Abfällen möglichen Emissionen und strukturellen Umweltbelastungen bei. Eine solche Sicht ist grundsätzlich richtig, jedoch geeignet, den richtigen Ansatzpunkt abfallpolitischer Maßnahmen zu verfehlen. Dieser Ansatzpunkt muß nach Ansicht des Umweltrates die Schädlichkeit der Abfälle, genauer: die Art und Menge der aus dem Umgang mit Abfällen möglichen Emissionen und strukturellen Eingriffe sein. Werden Anreize – entweder im Wege von Emissionsgrenzwerten oder von Emissionsabgaben – zur Reduzierung dieser Emissionen gesetzt, so sinken automatisch auch die Abfallmengen, allerdings nur in dem Umfang, wie es unter Berücksichtigung aller anderen Anpassungsmöglichkeiten wirtschaftlich vernünftig erscheint. Setzt man dagegen bei den Abfallmengen an (etwa durch Vorgabe von Pro-Kopf-Abfallmengen im Haushaltsbereich), so erzielt man zwar auch eine gewisse Minderung der aus dem Umgang mit Abfällen resultierenden Emissionen. Jedoch ist das Ausmaß der Emissionsminderung ungewiß, weil es kontraproduktive Ausweichreaktionen (z. B. durch Verlagerungen zwischen Haushaltsabfällen und gewerblichen Abfällen) gibt. Zudem wird die Emissionsminderung teurer erkauft, weil andere, kostengünstigere Wege der Emissionsminderung unter einer Abfallmengenrestriktion nicht zum Tragen kommen.

715. Bezweifelt wird weiter, ob private Anbieter von Entsorgungskapazitäten in der Lage sind, die langfristige Nachfrage nach Entsorgungskapazitäten richtig einzuschätzen und die Auslastungsrisiken einmal geschaffener Anlagen zu tragen. Im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz sind zur Lösung des Planungsproblems der öffentlichen Anbieter von Entsorgungskapazitäten Berichtspflichten (Abfallwirtschaftskonzepte) für Wirtschaftsunternehmen vorgesehen, deren Abfallmengen bestimmte Größenordnungen überschreiten. Die Risiken aus eventuellen Fehlplanungen werden denjenigen angelastet, die durch Anschluß- und Andienungszwänge den öffentlich-rechtlichen Entsorgungsmonopolisten unterworfen sind, oder fallen als Defizite dem Steuerzahler zur Last.

Auf wettbewerblich organisierten Entsorgungsmärkten wären solche Informations- und Risikoüberwälzungsmöglichkeiten nicht gegeben. Dennoch können

private Unternehmen beide Probleme lösen, und sie tun dies erfahrungsgemäß erheblich effizienter als es derzeit in der öffentlich-rechtlich dominierten Abfallwirtschaft geschieht. Für einen Anbieter, der eine Anlage plant, sind zunächst nicht der bundesweite oder regionale „Bedarf" an Entsorgungskapazität relevant, sondern nur jene Abfallbesitzer (Abfallerzeuger, entsorgungspflichtige Körperschaften und private Entsorger), deren Entsorgungsbedarf er als Nachfrage auf die von ihm geplante Anlage ziehen kann. Das ermittelt der Anbieter, indem er mit potentiellen Nachfragern verhandelt. Angesichts der Langfristigkeit einer Investition und des damit verbundenen Kapazitätsrisikos wird er möglichst langfristige Verträge in der Form von „Take or pay"-Vereinbarungen abschließen, um auf diese Weise einen Teil seines Kapazitätsrisikos weiterzureichen. Hat er genügend solcher Verträge abgeschlossen, kann er investieren. Er löst damit gleichzeitig das Informationsproblem und das Risikoproblem. Sollten Kommunen beim Abschluß von „Take or Pay"-Verträgen ihren tatsächlichen Bedarf an Entsorgungskapazität unterschätzt haben, so werden sie versuchen, freie Kapazitäten auf dem Spotmarkt ausfindig zu machen. Dieser Versuch wird erleichtert, wenn das Prinzip der räumlichen Nähe der Entsorgung nicht staatlicherseits erzwungen werden kann. Unabhängig davon werden die angesichts dieser Situation steigenden Entsorgungspreise zu den bereits oben beschriebenen (vgl. Tz. 712) kapazitätsentlastenden Anpassungsprozessen führen.

Daß eine solche privatwirtschaftliche Lösung des Problems der Entsorgungssicherheit erfolgreich ist, kann man z. B. im Bereich der Versorgung von „Sonderabnehmern" (Großabnehmer) mit Strom und Gas sehen. Hier überläßt der Staat das Feld den Privaten, und diese haben dafür effiziente Vertragsformen (vgl. z. B. EGER, 1995; BAUR, 1983) entwickelt. Der Bau von Handelsschiffen beruht häufig auf langfristigen Verträgen mit Transportnachfragern. Auch die von Privaten in Deutschland betriebenen Müllverbrennungsanlagen beruhen oft auf solchen Verträgen (EWERS et al., 1997, S. 91, 113).

Insofern hält der Umweltrat es für angebracht, Pilotprojekte und Modellversuche zur Privatisierung und Liberalisierung der Abfallwirtschaft im Rahmen strenger umweltpolitischer Vorgaben einzuleiten.

Wirkungsbrüche

716. Eine Reihe von Wirkungsbrüchen (das sind Brüche im Preiszusammenhang einer Wertschöpfungskette) verhindert, daß höhere Entsorgungs- und Verwertungspreise an alle Beteiligten in der Kette der konsekutiven Abfallverursachung weitergereicht werden. Wenn jedoch eine verursachungsgerechte Weitergabe von Knappheitspreisen nicht oder nicht vollständig erfolgt, hat die Preiskorrektur auf einer Wertschöpfungsstufe, beispielsweise die Besteuerung von Emissionen beim Emittenten, keinen oder nur geringen Einfluß auf andere Akteure im Wertschöpfungsring. Damit erhalten möglicherweise gerade diejenigen, die am effizientesten durch Anpassungsmaßnahmen das Problem lösen könnten, keinen Anpassungsanreiz. Man spricht von Wirkungsbrüchen in der Kette der konsekutiven (Abfall-) Verursachung (REHBINDER, 1973). Mit konsekutiver Verursachung ist gemeint, daß die Entstehung umweltpolitischer Probleme nicht der Entscheidung eines einzelnen Akteurs beziehungsweise einer Akteursgruppe zugeschrieben werden kann, sondern von der Entscheidung mehrerer Akteure abhängt und zwischen den Akteuren keine direkte Verhaltensabstimmung (z. B. durch Absprachen oder Weisung) stattfindet. Das Phänomen der konsekutiven Verursachung ist in marktwirtschaftlichen Systemen, für die die indirekte Verhaltensabstimmung der Wirtschaftssubjekte durch Märkte konstitutiv ist, zwar ubiquitär, wird aber normalerweise nicht besonders hervorgehoben, weil seine Bedeutung in den meisten anderen Wirtschaftsbereichen geringer ist als in der Abfallwirtschaft.

717. In der Abfallwirtschaft treten Wirkungsbrüche aus spezifischen Gründen auf, die mit unterschiedlichen Konsequenzen für die Instrumentenwahl verbunden sind. Drei für die Abfallwirtschaft spezifische Ursachen für Wirkungsbrüche seien hier unterschieden (RUTKOWSKY und TEGNER, 1996; HÄDER und WEILAND, 1996, S. 251 f.):

- *Illegales Ausweichverhalten*: Die Abfallverursacher können auf Kostenerhöhungen sowie auf eine verursachungsgerechte Anlastung aller sozialen Kosten mit unerwünschtem oder gar illegalem Ausweichverhalten („wildes Deponieren", „Fehlwürfe") reagieren (Wirkungsbruch I). Dies stellt vor allem für besonders schädliche Stoffe ein großes Problem dar, das zu seiner Lösung zusätzlicher Instrumente bedarf.

  Illegales Ausweichverhalten findet sich in allen Wirtschaftsbereichen. Seine besondere Bedeutung im Abfallbereich resultiert daraus, daß es dort nicht so gut kontrolliert werden kann wie in anderen Wirtschaftsbereichen und daß es oft folgenreicher ist. Die besondere Relevanz dieses Problems im Abfallbereich wird auch durch jüngere Entwicklungen bestätigt. So führte etwa das Steigen der Preise in der Hausmüllentsorgung zu einem kräftigen Anstieg des „wilden Deponierens". Entlang vieler Autobahnen sind inzwischen „linienförmige Deponien" entstanden.

- *Informationsmängel*: Entsorgungspreise lassen sich insbesondere nach Schädlichkeitsmaßstäben nur unter hohen Kosten (der Analyse und Trennung von Inhaltsstoffen) verursachungsgerecht anlasten, so daß zu wenig Anreize zur Verminderung der Schadstofffracht von Abfallströmen entfaltet werden (Wirkungsbruch II).

- *„Versickern" des Lenkungsimpulses* im Wertschöpfungsring: Der monetäre Impuls von (um die Umweltkosten korrigierten) Preisen auf einer Stufe im Wertschöpfungsring wird oft nicht an alle konsekutiven Abfallverursacher (von der Rohstoffentnahme bis zum Produktgebrauch) weitergegeben, sondern „versickert" im ökonomischen System. Dies bedeutet, daß Anpassungsreaktionen nicht auf denjenigen Wertschöpfungsstufen vorgenommen werden, auf denen sie zu den geringsten

Kosten möglich wären (Wirkungsbruch III). Insbesondere muß davon ausgegangen werden, daß der Lenkungsimpuls beim Produktkauf versickert: Der Erwerber von Produkten bezieht die Entsorgungskosten nur als ein Merkmal unter vielen in seine Kaufentscheidung ein. Dabei kann er entweder die nach dem Gebrauch anfallenden Entsorgungskosten nicht beurteilen, oder er wird sie aufgrund des langen Zeitraums bis zur Fälligkeit stark diskontieren. Der Steuerungsimpuls würde dann nur abgeschwächt an die Produkthersteller weitergegeben.

- Das Problem des „versickernden Lenkungsimpulses" stellt erst dann einen relevanten Wirkungsbruch dar, wenn die Weitergabe der Preisimpulse ausbleibt, obwohl die Entsorgungskosten einen erheblichen Teil der Nutzungskosten der Produkte ausmachen. Zwar kann man unter solchen Umständen davon ausgehen, daß sich Informationsmärkte herausbilden, auf denen über die zukünftigen Entsorgungskosten des Letztbesitzers von Produkten informiert wird. Insofern bedarf das Versickern des Lenkungsimpulses beim Produktkauf nicht notwendigerweise des staatlichen Eingreifens in die Abfallmärkte. Jedoch wird man hier nicht ohne weiteres auf die Entstehung entsprechender Informationsmärkte vertrauen können, vor allem, weil bei Informationsmärkten immer Probleme öffentlicher Güter (zahlungsunwillige Trittbrettfahrer) auftreten. Die mildeste Form des Eingriffs wäre hier die zeitlich befristete Subventionierung eines entsprechenden Informationsangebots.

718. Die legitimen Handlungsfelder der Abfallpolitik reduzieren sich somit im wesentlichen darauf, die Abfallwirtschaft in ein allgemeines Instrumentarium für schädliche Stoffe einzubeziehen und die spezifischen Wirkungsbrüche in der Kette der konsekutiven Abfallverursachung mit geeigneten Instrumenten zu beheben.

3.1.6.4 Umweltpolitische Ziele in der Abfallwirtschaft

719. Seit langem wird die „ökologische Wahrheit der Preise" gefordert. Danach soll der Staat Preise von Umweltgütern als Signal für ihre Knappheit bestimmen und den Nutzern in Form von Abgaben anlasten. Auf diese Weise werden die sonst der Gesellschaft zur Last fallenden Kosten den Verursachern angelastet und damit die Fehlanreize korrigiert, denen die Verursacher bei ihren Entscheidungen ohne eine Anlastung externer Kosten (Internalisierung) unterliegen (vgl. PIGOU, 1932).

Aus der Erkenntnis, daß eine reine Internalisierungsstrategie an einer Vielzahl von methodischen und praktischen Problemen scheitert, legen pragmatische Ansätze den von BAUMOL und OATES (1971) entwickelten Standard-Preis-Ansatz zugrunde, der auf der Vorstellung ökologischer Standards basiert, welche politisch vorgegeben werden und eine gewünschte Umweltqualität definieren. Neuere Arbeiten weisen auf die Notwendigkeit hin, die gewünschte Umweltqualität sowie die akzeptierten sozialen Gesundheitsrisiken in der gesellschaftlichen Diskussion unter Kosten-Nutzen-Erwägungen explizit als quantitative Mindeststandards festzulegen (JAKUBOWSKI et al., 1997; KLEMMER, 1996). Aus den so ermittelten Zielen sind Mengenbeschränkungen für einzelne Umweltnutzungsformen abzuleiten, das heißt beispielsweise für einzelne Schadstoffemissionen pro Teilregion.

720. Es liegt nahe, die Emissionen aus der Abfallwirtschaft in ein solches allgemeines Zielsystem einzubeziehen. Insofern ergäben sich für die Abfallwirtschaft – ebenso wie für andere Produktions- und Konsumsektoren – keine eigenständigen, sondern abgeleitete Ziele. Gleichwohl werden in der Abfallpolitik eigene Ziele gesetzt. Dies gilt für die Bundesrepublik Deutschland (vgl. Tz. 697.) ebenso wie für die Europäische Union und einzelne ihrer Mitgliedstaaten.

Der Versuch, auf europäischer Ebene abfallpolitische Ziele zu entwickeln, reicht zurück in das Jahr 1992. In diesem Jahr hat der Rat der Europäischen Gemeinschaft sein fünftes Umweltaktionsprogramm veröffentlicht, das in einigen Teilen auch quantitative Zielvorgaben macht (vgl. Tz. 105 f.). So sollte ab 1995 die Erzeugung von Haushaltsabfällen auf ein Niveau von 300 kg pro Kopf, also auf dem Stand von 1985, eingefroren werden. Ferner seien Papier, Glas, Kunststoffe und Verpackungsabfälle zu mindestens 50 Prozent zu verwerten.

Sowohl auf europäischer Ebene als auch in vielen Mitgliedstaaten ist darüber hinaus der Grundsatz des Vorrangs der Abfallvermeidung vor der Verwertung, und der Verwertung vor der Beseitigung verankert. Österreich und die Niederlande haben eigene Abfallmengenziele in ihren Umweltplänen festgeschrieben.

721. Der Formulierung spezieller abfallpolitischer Zielsetzungen ist aus ökonomischer und ökologischer Sicht grundsätzlich eine Absage zu erteilen. Wieviel Abfall erzeugt, vermieden oder verwertet werden soll, sollte von Staats wegen nicht entschieden werden. Aus umweltpolitischer Sicht sind nicht die Abfallmengen als solche, sondern die mit der Verwertung und Entsorgung dieser Mengen verbundenen Emissionen und strukturellen Eingriffe in die Naturhaushalte relevant (vgl. auch Tz. 239). Wenn die auf Emissionen und strukturelle Eingriffe bezogenen Restriktionen formuliert und durchgesetzt werden, kann man es dem Spiel der Marktkräfte überlassen, herauszufinden, welche Abfallmengen und welche Vermeidungs- und Verwertungsaktivitäten unter den formulierten Restriktionen ökonomisch effizient sind. Der Staat ist schon deshalb nicht in der Lage, die effizienten Mengen und Quoten a priori herauszufinden, weil ihm das dazu erforderliche spezielle Wissen fehlt und er es – selbst wenn man die hier extrem hohen Informationskosten vernachlässigt – in einem dynamischen Umfeld nie in der erforderlichen Aktualität erwerben könnte. Unter solchen Umständen bedeutet die Festlegung und Durchsetzung von Mengenzielen und Quoten durch den Staat die „Anmaßung von Wissen" (v. HAYEK) und impliziert die Gefahr einer systematischen Fehl-

steuerung. Denn (im Vergleich zum Optimum, das niemand a priori kennt) zu hoch gesetzte Mengenziele bei der Abfallvermeidung und zu hohe Quoten beim Sammeln und Verwerten bedeuten Verschwendung von Ressourcen. Das Ausmaß solcher Verschwendung ist an den Kosten erzwungener Verwertungsaktivitäten ablesbar. Insofern spricht vieles dafür, daß die deutsche Abfallpolitik derzeit mehr Verwertung fordert, als unter den heutigen umweltpolitischen Zielen ökonomisch vertretbar erscheint.

Angesichts der bisherigen Erfahrungen ist dem Argument von MICHAELIS (1993, S. 42) durchaus zuzustimmen, daß aufgrund der praktizierten staatlichen Verhandlungslösung „bei Quotenregelungen der Durchsetzung partikularer Verteilungsinteressen Tür und Tor geöffnet wird". So hat zum Beispiel die Entsorgungsindustrie ein Interesse an möglichst hohen Verwertungsquoten, weil sie – vor dem Hintergrund der geltenden Regeln für die Kostenanlastung – damit einen größeren und relativ risikofreien Markt für Recyclingaktivitäten garantiert bekommt. Ein „Recycling um jeden Preis" trifft nicht die Entsorger, sondern diejenigen, die als Entsorgungspflichtige eben diesen Preis zu zahlen haben.

Die den Quoten anhaftenden Ineffizienzen bei der Zielfindung potenzieren sich, je kleinräumiger oder sachlich enger sie definiert werden. Ihre Mängel werden auch nicht geheilt, indem man ihnen ein vermeintlich marktwirtschaftliches Instrumentarium aufsetzt, zum Beispiel durch die Schaffung von Einweg-Lizenzen zur kosteneffizienten Umsetzung der Mehrwegquote. Solche Vorkehrungen mindern lediglich die Kosten eines grundsätzlich verfehlten Instrumentariums. Daneben sind kollektiv verordnete Quoten rechtlich und ökonomisch bedenklich, weil sie vom einzelnen Hersteller nicht zu kontrollieren sind und die monopolistische Organisation der Entsorgung fördern (vgl. AULEHNER, 1995, S. 6).

722. Gegen diese grundsätzliche Argumentation kann eingewendet werden, daß es bislang an der durchgehenden Berücksichtigung der von den abfallwirtschaftlichen Aktivitäten erzeugten Umweltkosten durch Emissionen und strukturelle Eingriffe in die Naturhaushalte fehle, insbesondere auch an der angemessenen Berücksichtigung der von der Abfallwirtschaft erzeugten Gefährdungstatbestände. Insofern könne man Mengen und Quoten nicht einfach den Märkten überlassen, weil dadurch angesichts der bestehenden Anlastungslücken bei den Emissionen und strukturellen Eingriffen in die natürliche Umwelt eine Fehlsteuerung impliziert sei. Mengen- und Quotenfestlegungen seien insofern nur Second-best-Lösungen.

Das Argument kann nicht ohne weiteres von der Hand gewiesen werden, insbesondere auch deshalb, weil nicht auszuschließen ist, daß ein Teil der mit dem Umgang von Abfällen erzeugten Gefährdungstatbestände (noch) nicht bekannt ist. Insofern mag es naheliegen, am Umgang mit Abfall selber oder an den Abfallmengen (anstatt an den damit verbundenen Emissionen) anzusetzen. Auf der anderen Seite ist mit einem solchen Vorgehen, wie an anderer Stelle gezeigt wurde, die Gefahr erheblicher Ineffizienzen verbunden. Insofern sollte die Devise der Abfallpolitik lauten, alles daran zu setzen, um die First-best-Lösung (Beseitigung der Lücken bei der Emissionsminderung und im Naturschutz) zu realisieren. Ein solches Bemühen ist jedoch im Kreislaufwirtschafts-/Abfallgesetz von 1996 nicht erkennbar. Vielmehr erscheint dieses Gesetz eher dazu geeignet, die Second-Best-Lösung zu perfektionieren und – weil die Wirtschaft sich an diese Lösung anpassen wird – weitere Hemmnisse zur Realisierung der First-best-Lösung zu errichten. Wie weit das tatsächlich geschieht, hängt wesentlich von den Durchführungsverordnungen ab, die jetzt geschaffen werden (vgl. Tz. 525 ff.). Der Umweltrat plädiert dafür, daß in diesen Regelwerken die Marktkräfte möglichst wenig eingeschränkt werden, um damit die Chancen für eine bessere Lösung zu vergrößern.

3.1.6.5 Umweltpolitische Instrumente in der Abfallwirtschaft

723. „Das optimale Instrument" zur Steuerung der Umweltnutzung existiert bekanntermaßen nicht. Erforderlich ist statt dessen eine klare Zuweisung von Instrumenten zu einzelnen ökologischen Problemen, die mit ihrem Einsatz gelöst werden sollen.

Im Sinne einer Maximierung der Anpassungsmöglichkeiten der Wirtschaft an neue ökologische Rahmenbedingungen (und damit einer Minimierung der Kosten der Umweltpolitik) ist es angezeigt, wo immer möglich, die Emissionen aus der Abfallentsorgung in ein allgemeines, sektorübergreifendes Instrumentarium einzubeziehen. Nur so besteht die Gewähr, daß die Emissionsminderungen dort realisiert werden, wo dies zu geringsten Kosten möglich ist. Unter den möglichen Instrumenten konkurrieren ordnungsrechtliche mit marktorientierten Instrumenten wie der Umwelthaftung, den Umweltabgaben und den handelbaren Umweltnutzungsrechten (Lizenzen).

Maximale Effizienz erzielen die umweltpolitischen Instrumente in aller Regel, wenn sie direkt beim Verursacher ansetzen, also beim Emittenten. Angesichts der beschriebenen Wirkungsbrüche kann es allerdings durchaus angezeigt sein, die Anlastung von Kosten der Nutzung knapper Umweltgüter an anderen Stellen im Wertschöpfungsring vorzunehmen, damit der Lenkungsimpuls nicht versickert oder zu unerwünschten Ausweichreaktionen führt – beispielsweise beim Inverkehrbringer. Instrumente, die dies leisten, sind Rücknahmepflichten und Deposit-Refund-Systeme.

Aufgaben des Ordnungsrechts im Rahmen einer stärker marktorientierten Abfallwirtschaft

724. Selbst wenn Umweltökonomen die Dominanz des ordnungsrechtlichen Instrumentariums in der praktischen Umweltpolitik kritisieren, kommen ihre Konzepte nicht ohne Ordnungsrecht aus (SÖLLNER, 1996; GAWEL, 1994). Dies gilt insbesondere dort, wo ordnungsrechtliche Instrumente als Anwendungsbasis für speziellere Instrumente fungieren. So sind Genehmigungspflichten für abfallwirtschaftliche An-

lagen und die Pflicht zur Abfallentsorgung in dafür geeigneten Anlagen (Anlagenzwang) unverzichtbare Bestandteile der Abfallpolitik. Zudem sind allgemeine Auflagen notwendig, die eine Erfassung und kontinuierliche Messung von Schadstoffemissionen mit hinreichender Genauigkeit vorschreiben. So ist es z. B. bei Methanemissionen aus Deponien notwendig, auf ordnungsrechtlichem Wege zunächst Erfassungssysteme vorzuschreiben, die eine zuverlässige Messung ermöglichen. Auf die emittierte Methanmenge kann dann eine Emissionsabgabe erhoben werden, die sich an globalen beziehungsweise nationalen Mengenzielen für Treibhausgase orientiert. Alternativ zur Abgabenlösung kann Methan ebenso wie andere Treibhausgase in ein System allgemeiner Klimaschutzzertifikate einbezogen werden (HEISTER und MICHAELIS, 1991).

725. Eine weitere zentrale Voraussetzung für die Einführung von marktnahen Instrumenten in der Abfallwirtschaft sind Vorkehrungen zur Vermeidung von ökologischen Belastungsspitzen in zeitlicher und/oder räumlicher Hinsicht (Gefahrenabwehr). Auch hierbei spielt das Ordnungsrecht eine wichtige Rolle, weil es im allgemeinen jederzeit und überall die Einhaltung von ökologischen und gesundheitlichen Mindeststandards abzusichern vermag. Dazu stehen Auflagen, Grenzwerte und Verbote als ordnungsrechtliche Instrumente zur Verfügung. Gefährliche Stoffe mit irreversiblen toxischen oder mutagenen Wirkungen lassen sich allein mit ökonomischen Instrumenten nicht in den Griff bekommen. Im Ergebnis sollten für hochgefährliche Stoffe (z. B. Dioxine, Furane und Schwermetalle) Emissionsgrenzwerte festgesetzt werden, die auf die absolut emittierte Menge bezogen sind. Parallel kann dem Umwelthaftungsrecht die Aufgabe zugewiesen werden, die Absicherung von Mindestschutznormen zu unterstützen (SCHWARZE, 1996; TEGNER und GREWING, 1996). Nach dem Umwelthaftungsgesetz unterliegen die meisten Abfallentsorgungsanlagen bereits der Gefährdungshaftung.

Überwindung der Wirkungsbrüche bei der Lösung des Schädlichkeitsproblems

726. Die höchste Effizienz staatlicher Eingriffe ist im allgemeinen dann zu erwarten, wenn die umweltpolitischen Instrumente unmittelbar beim Verursacher ansetzen. Entsprechend sollten Emissionen und andere Umweltauswirkungen der Abfallentsorgung direkt beim Betreiber der jeweiligen Entsorgungsanlage angelastet werden. Über den Marktmechanismus werden die Umweltkosten an alle konsekutiven Abfallverursacher weitergegeben und wirken auf diese Weise auf Menge und Zusammensetzung von Stoff- und Abfallströmen zurück. Erst wenn der beschriebene Instrumenteneinsatz aus ökonomischen oder Praktikabilitätsgründen versagt – und dies ist angesichts der Wirkungsbrüche in der Abfallwirtschaft vielfach der Fall – müssen unter Umständen flankierende Instrumente eingesetzt werden, die den Input und den Verbleib solcher Substanzen im Abfallstrom regulieren, die bei der Entsorgung kaum kontrollierbare Umwelteffekte bewirken.

Die Wahl des Instrumentariums zur Heilung von Wirkungsbrüchen bei der Steuerung der Belastung von Umwelt und Gesundheit durch Abfallverbringung und -entsorgung hängt direkt mit den diagnostizierten Wirkungsbrüchen zusammen. Der Instrumenteneinsatz bedarf aus ökonomischer Sicht einer dreistufigen Legitimierung im Hinblick auf die:

1. Möglichkeit der Heilung des Wirkungsbruchs,
2. Überlegenheit gegenüber alternativen Instrumenten(-kombinationen),
3. gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit unter Berücksichtigung aller Kosten der Umsetzung und der Sekundäreffekte, wie Wettbewerbswirkungen und Anreize zu kontraproduktivem Ausweichverhalten.

727. Das Ergebnis einer ersten Prüfung verschiedener abfallpolitischer Instrumente (RUTKOWSKY, 1998; BRENCK, 1996a) zeigt, daß es ein universales Instrument zur gleichzeitigen Heilung der Wirkungsbrüche in der Abfallwirtschaft nicht gibt (Tab. 3.1.6-1). Jedoch erscheint eine Reihe von Instrumenten in der Lage, mehrere Wirkungsbrüche gleichzeitig zu verringern oder zu beheben. Dies bedeutet gleichwohl nicht, daß solche Instrumente per se anderen, spezifischeren überlegen sind und den Einsatz anderer Instrumente verzichtbar machen. Die aufgeführten Instrumente sind bereits auf den ersten Blick von außerordentlich unterschiedlicher Eingriffsintensität in den Marktmechanismus – man denke nur an die unterschiedliche Wirkung von Kennzeichnungspflichten und Stoffverboten. Es kann festgestellt werden, daß regelmäßig gerade die im Sinne einer „Allzweckwaffe" (breiter) wirkenden Instrumente von größerer Eingriffsintensität sind. Zu unterscheiden ist zwischen inputsteuernden, stoffstrom-nachvollziehenden und stoffstrom-regulierenden Instrumenten.

728. Inputsteuernden Instrumenten liegt die Vermutung zugrunde, daß jede gefährliche Inputsubstanz irgendwann im Wertschöpfungsring zu Emissionen führen kann. Das klassische Instrument der Inputsteuerung ist das Verbot, Stoffe zu produzieren, in Verkehr zu bringen oder in den Abfallstrom einzubringen. Von allen Instrumenten beläßt das Verbot den Steuerungsadressaten den geringsten Anpassungsspielraum. Ohne Vollzugsunterstützung bleibt jedes Verbot wirkungsarm. Da den Individuen oft die – illegale – Möglichkeit verbleibt, das Verbot zu umgehen, müssen ergänzende Sanktions- und Anreizmechanismen finanzieller und/oder strafrechtlicher Natur geschaffen werden.

Unter Effizienzgesichtspunkten sind Verbote immer dann legitim, wenn die unterbundene Aktivität generell mit einer hohen Gefährdung von Umwelt und Gesundheit und mit hohen administrativen Kosten anderer Instrumente einhergeht. So kann das Verbot des Inverkehrbringens bei hochtoxischen Stoffen die effizienteste Lösung darstellen.

Alternativ zu Verboten können die Inputfaktoren der Produktions- und Abfallentstehungsprozesse mit einer Inputabgabe belegt werden. Inputabgaben verteuern – wie auch andere Umweltabgaben – indirekt ein umweltschädigendes Gut. Grundsätzlich wählt

Tabelle 3.1.6-1

Instrumentelle Alternativen zur Überwindung der Wirkungsbrüche

Wirkungsbruch	Instrumente zur Steuerung der ...	
	Abfallmengen	Schädlichkeiten
Wirkungsbruch I (illegale Entsorgung)	Erziehung und Aufklärung ordnungs- und strafrechtliche Sanktionen Entlassung des Abfallbesitzers aus bestimmten Pflichten bei geregelter Entsorgung (Bsp. Kfz-Steuer) Kontrahierungspflichten *) Gebührengestaltung *)	
Wirkungsbruch II (Informationsmängel)		Kennzeichnungspflichten
Wirkungsbruch III (Versickern des Lenkungsimpulses)		Lizenzpflichten für gefährliche Stoffe (alternativ zu Pfandpflichten)
Wirkungsbruch I und II		Engere Überwachung gefährlicher Stoffe (Meldepflichten, Bilanzierungspflichten) im gesamten Wertschöpfungsring
Wirkungsbruch I, II und III	Haftungsregeln Evtl. Rücknahmepflichten in Verbindung mit einer Abgabe auf nicht zurückgenommene Produkte *) Entsorgungsgutscheine (alternativ zu Rücknahmepflichten) *)	Haftungsregeln Rücknahmepflichten (alternativ zu stoffbezogenen Deposit-Refund Systemen) *) Stoffbezogene Deposit-Refund-Systeme Stoffverbote

*) = Nicht für Produktionsabfälle; „alternativ" = „second-best"-Lösungen

Quelle: RUTKOWSKY, 1998; verändert

man den Input als Bemessungsgrundlage für eine Abgabe, wenn es einen eindeutigen Zusammenhang zwischen dem betreffenden Inputstoff und dem umweltpolitischen Schutzgut gibt, eine Substitution der Inputstoffe angeregt werden kann und andere Ansatzpunkte (z.B. die nachträgliche Entfernung des Stoffs aus dem Abfallstrom) aus technischen oder ökonomischen Gründen ausscheiden. Eher ungeeignet sind in diesem Zusammenhang Produktabgaben, weil sie keinen Anreiz für eine Substitution von Inhaltsstoffen als Anpassungsmöglichkeit ausüben. Generell gehen sowohl Input- als auch Produktabgaben mit erheblichen administrativen Kosten einher – insbesondere bei angemessener Behandlung der Importe und Exporte. Mit den sogenannten Verpackungssteuern existieren Produktabgaben bereits auf kommunaler Ebene (vgl. BIZER et al., 1994, S. 554 ff.; SANDHÖVEL, 1994, S. 55), z. B. auf Einwegverpackungen und Einweggeschirr. Bei diesen Anwendungsfällen ist jedoch die zentrale Einsatzvoraussetzung für effiziente inputsteuernde Maßnahmen, eine hohe Schädlichkeit der regulierten Produkte, offensichtlich nicht gegeben.

729. Mit stoffstrom-nachvollziehenden Instrumenten verfolgt der Gesetzgeber die Absicht, Verlauf und Verbleib von Stoff- und Abfallströmen zu kontrollieren. Zumeist werden den Abfallerzeugern Nachweispflichten auferlegt, damit ein ordnungsgemäßer Umgang mit Abfallströmen überwacht werden kann (Abfallbilanzen, Abfallwirtschaftskonzepte). Angesichts der Kosten der behördlichen Kontrolle werden die Dokumentationspflichten um so strenger ausgelegt, je größer und schädlicher die anfallende Abfallmenge ist.

Aus ökonomischer Sicht ist zu bedenken, daß Abfallbilanzen und Abfallwirtschaftskonzepte stets mit einem bürokratischen Aufwand für die Betriebe einhergehen, der sich in der Regel erst dann lohnt, wenn die bilanzierten Abfälle ein wirkliches Schadpotential bergen. Zwar wird in der Praxis von Behörden und Umweltberatern der Wirtschaftskammern häufig betont, daß die Abfallwirtschaftskonzepte in den Unternehmen vielfach eher als Chance zur Kosteneinsparung denn als Belastung wahrgenommen werden. Daraus läßt sich jedoch keine

dauerhafte Planungs- und Dokumentationspflicht begründen. Hat ein Unternehmen erst mit der Vorlage von Entsorgungskonzepten nachgewiesen, daß es sich seiner Abfallströme bewußt geworden ist, so besteht für die Fortführung von Dokumentationspflichten, die über die Kontrolle schädlicher Abfälle hinausgehen, angesichts der damit verbundenen Kosten keine weitere Legitimation, es sei denn, die Unternehmen würden im Gegenzug von sonst ausgeübten (und kostenträchtigen) Kontrollen entlastet.

730. Nachdem die konkrete staatliche Festlegung bestimmter Entsorgungswege, z. B. über Verwertungsquoten, bereits abgelehnt wurde, kommen als stoffstromlenkende Instrumente vor allem Rücknahmepflichten und Deposit-Refund-Systeme in Betracht. Sie zielen einerseits darauf ab, den Weg gefährlicher Substanzen im Wertschöpfungsring nachzuvollziehen, und ersetzen so die Funktion der ordnungsrechtlichen Nachweispflichten. Überdies haben sie Lenkungscharakter, da sie die Stoff- und Abfallströme mit Hilfe finanzieller Anreize in gezielter Weise beeinflussen.

731. Rücknahmepflichten knüpfen die Erlaubnis, Produkte (oder Verpackungen) in Verkehr zu bringen, an die Verpflichtung des Herstellers beziehungsweise des Inverkehrbringers, die erzeugten Produkte am Ende ihres Lebenszyklus einer ordnungsgemäßen Entsorgung zuzuführen. Die Rücknahmepflicht geht also mit einer Entsorgungspflicht einher. Sie verlangt in der Regel keine physische Redistribution der Altprodukte zum Hersteller, sondern lediglich den Nachweis der Entsorgung seiner Produkte durch einen anerkannt zuverlässigen Entsorger (HÄDER und WEILAND, 1996; RUTKOWSKY und TEGNER, 1996; EMSLANDER, 1995).

Rücknahmepflichten lassen sich unterschiedlich ausgestalten, z. B. in bezug auf die Auswahl und Abgrenzung der zurückzunehmenden Produkte, Produktteile oder Stoffe sowie den Rücknahmepflichtigen (individueller oder kollektiver/branchenweiter Nachweis). Beim Erlaß von Rücknahmepflichten ist ferner zu klären, welche Sanktionen für den Fall eintreten, daß ein Hersteller oder eine Herstellergruppe ihrer Pflicht nicht nachkommen. Das Instrumentenspektrum reicht von Strafzahlungen über subsidiäre Rücknahmepflichten zu Lasten Dritter (im Fall der Verpackungsverordnung sind dies die Einzelhändler) bis hin zu Zwangspfändern.

Den zentralen Regelungsinhalt bildet die Frage, wieviele der inverkehrgebrachten Altprodukte zurückzunehmen sind („Sammelquote"). Erst mit solchen Regelungen über den quantitativen Umfang der Rücknahme werden Rücknahmepflichten überhaupt vollzugsfähig. Zur Operationalisierung von Rücknahmepflichten stehen zwei Alternativen zur Verfügung: Mengenvorgaben und Kontrahierungsvorgaben. Mengenvorgaben können absolut oder relativ formuliert werden. Ein Beispiel für relative Vorgaben sind die in der Verpackungsverordnung verankerten Sammelquoten. Sie beziehen die rücknahmepflichtige Menge auf die Produktmenge, die im selben Zeitraum in Verkehr gebracht worden ist. Kontrahierungsvorschriften geben dem Verpflichteten vor, auf welche Art, an welchem Ort und zu welchen Konditionen er die Rücknahme anzubieten hat. Diesen Weg wählen zum Beispiel die Verpackungs- und die Altautoverordnung. Grundsätzlich sind reine Mengenvorgaben aus ökonomischer Sicht den Kontrahierungsvorgaben vorzuziehen, weil sie es den rücknahmepflichtigen Unternehmen selbst überlassen, der Rücknahmepflicht mit dem optimalen logistischen Konzept nachzukommen.

Im allgemeinen sollten Rücknahmepflichten nicht kollektiv für ganze Gruppen von Herstellern, sondern individuell ausgesprochen und mit staatlichen Sanktionsdrohungen verbunden werden. Jeder Hersteller wäre dann individuell dafür verantwortlich, die von ihm in Verkehr gebrachten Produkte am Ende ihres Lebenszyklus wieder in seinen ökonomischen Einflußbereich zurückzunehmen. Mit anderen Worten: Der Hersteller hat eine Dokumentationspflicht über die Entsorgung seiner Produkte gegenüber dem Staat. Ob er die Altprodukte selbst sammelt oder sich einem der konkurrierenden Sammelsysteme anschließt, kann ihm überlassen bleiben.

Auch bei individualisierten Rücknahmepflichten werden sich kollektive Rücknahmeorganisationen durchsetzen, weil bei der Sammlung, Sortierung und Identifikation sowie Dokumentation von Altprodukten mit Größenvorteilen zu rechnen ist. Die Aufmerksamkeit der Wettbewerbsaufsicht sollte sich darauf konzentrieren, die interne Kontrolleffizienz von monopolistischen Rücknahmeorganisationen durch ihre Gesellschafter zu steigern und den Zugang zu den Gesellschaften offenzuhalten.

Die erlassenen und geplanten Rücknahmeverordnungen und Branchenvereinbarungen sind durchgängig mit Verwertungspflichten versehen, die als relative Quoten – bezogen auf die zurückgenommene Altproduktmenge – formuliert sind. Ein solches Vorgehen ist nicht nur aus grundsätzlichen Erwägungen („Anmaßung von Wissen") abzulehnen (vgl. Tz. 721). Die Rücknahmepflicht selbst vermag bereits einen erheblichen Verwertungsimpuls auszulösen, weil der Nachweis der Sammelquote eine getrennte Sammlung oder nachträgliche Sortierung bedingt. Die dadurch verursachten Kosten machen einen erheblichen Teil der gesamten Recyclingkosten aus. Weil diese Kosten aus der Sicht der Rücknahmepflichtigen auf jeden Fall entstehen, spielen sie bei der Entscheidung über die Verwertung des getrennt Gesammelten keine Rolle mehr. Auf diese Weise steigt die Wettbewerbsfähigkeit der Verwertung als Alternative zur Beseitigung erheblich.

732. Angesichts der gegebenenfalls beträchtlichen und für jeden Inverkehrbringer unterschiedlichen Kosten der Rücknahme liegt eine weitere Quelle der Ineffizienz von Rücknahmepflichten in der Festlegung einheitlicher Rücknahme- beziehungsweise Sammelquoten. Aus diesem Grunde wurde in jüngster Zeit vorgeschlagen, Rücknahmepflichten für Altprodukte zu einer kombinierten Rücknahme-Abgabe-Pflicht auszubauen (RUTKOWSKY und TEGNER, 1996; HOLM-MÜLLER, 1993). Diese Instrumentenkombination belegt alle Altprodukte, die ein Herstel-

ler nicht zurücknimmt, mit einer ex-post-Abgabe. Der Hersteller wird aus der individuellen Abgabepflicht befreit, wenn er eine ordnungsgemäße Entsorgung der Altprodukte nachweisen kann. Im Gegensatz zur reinen Produktrücknahmepflicht verbleibt die Entscheidung, ob er sich einem Rücknahmesystem anschließen will oder selbst die Rücknahme organisiert, vollständig bei ihm. Angesichts steigender Grenzkosten jeder zusätzlichen Produktrücknahme wird er selbst die optimale Rücknahmequote ermitteln. Sind die Kosten der Getrenntsammlung oder Sortierung und Identifikation sehr hoch, wird es für die Hersteller in einigen Fällen sinnvoller sein, die Abgabe für alle Produkte zu entrichten statt getrennt zu sammeln oder zu sortieren. Die Notwendigkeit staatlicher Vorgaben zu Rücknahmebedingungen oder beispielsweise Pfandpflichten beim Produkterwerb entfällt in diesem Fall. Wird etwa in einem System individueller Rücknahmepflichten durch den Hersteller der Abgabesatz hinreichend hoch festgesetzt, so wird der Hersteller gegebenenfalls selbst ein Pfand auf Neuprodukte erheben, um die für ihn optimale Rücknahmequote sicherzustellen.

733. Mit Rücknahmepflichten konkurrieren insbesondere sogenannte „Deposit-refund-Systeme" (BRENCK, 1996b). Ihre umweltpolitische Wirkung beruht darauf, daß beim Inverkehrbringen gefährlicher Substanzen bei der zuständigen staatlichen Stelle ein Pfand (Deposit) zu hinterlegen ist, mit dem eventuelle Schäden aus einem fehlerhaften Umgang mit der Substanz abgedeckt werden können. Kann der Hersteller jedoch den Nachweis erbringen, daß er die Substanz einer ordnungsgemäßen Entsorgung zugeführt hat, so erhält er sein Deposit zurück (Refund). So bestehen schon im Vorfeld der Abgabe Anreizwirkungen, das zu hinterlegende Deposit gering zu halten und am Ende des stofflichen Lebenszyklus eine möglichst vollständige Erstattung zu erwirken. Deposit-refund-Systeme werden bislang noch nicht in der Praxis angewendet. Sie stellen wegen des mit der Hinterlegung des Deposits verbundenen Liquiditätsentzugs eine für die Unternehmen besonders kostenträchtige Maßnahme dar und dürften als Mittel zur Durchsetzung der Produktverantwortung deshalb im allgemeinen einer Rücknahmeregelung in Verbindung mit einer Abgabe auf nicht zurückgenommene Stoffe und Produkte unterlegen sein. Dagegen erscheint der Einsatz von Deposit-refund-Systemen bei besonders gefährlichen Stoffen (als Alternative zu einem Verbot) durchaus interessant. Denn anders als die Gefährdungshaftung, die wegen diverser Wirkungsbrüche (z.B. mangelnde Durchsetzbarkeit von Schadensersatzzahlungen bei den Gerichten) oft nur zu einem suboptimalen Sorgfaltsniveau bei den Unternehmen führt, ist bei einem System von Deposit-refund-Lösungen, das die Beweislast eindeutig dem Inverkehrbringer von Stoffen zuweist, eher zu befürchten, daß die Sorgfaltsanstrengungen unter bestimmten administrativen Umständen (gemessen am Optimum) überhöht ausfallen. Dies mag angesichts der oft gegebenen tatsächlichen Unkenntnis über Gefährdungspotentiale im Sinne einer risikobegrenzenden Strategie erwünscht sein. Zur praktischen Implementierbarkeit von Deposit-refund-Systemen besteht Forschungsbedarf.

734. Sowohl Rücknahmepflichten als auch Deposit-refund-Systeme bewirken eine Verlagerung der Entsorgungsverantwortung und damit der Anlastung der Entsorgungskosten vom Letztgebraucher zum Inverkehrbringer (Hersteller, Importeur). Ihnen gelingt theoretisch die Überwindung aller genannten Wirkungsbrüche, denn

- Abfallerzeuger unterliegen nicht mehr wesentlichen monetären Anreizen zu illegaler Entsorgung (Wirkungsbruch I). Die Gefahr illegalen Ausweichverhaltens besteht jedoch weiterhin bei den Entsorgern (wenn Pfandsysteme etabliert werden, allerdings nur in Form gefälschter Nachweise) und zusätzlich bei den Herstellern (in Form gefälschter Nachweise über in Verkehr gebrachte Stoffe, zurückgenommene Produkte usw.).
- dem Inverkehrbringer selbst wird der maximale Anreiz zur Senkung der Entsorgungskosten gegeben; er wird also Informationsmängel (Wirkungsbruch II) beseitigen, indem er gegebenenfalls Kennzeichnungen vornimmt oder Pfandregelungen einführt, wenn diese Maßnahmen eine Senkung der Gesamtkosten versprechen
- der Hersteller wird eine Reduktion an Materialeinsatz und Schädlichkeit bis zu jener Menge vornehmen, bei der die Kosten der Vermeidung einer zusätzlichen Abfalleinheit die eingesparten Entsorgungskosten für diese Einheit übersteigen – und zwar unabhängig von den Entscheidungskriterien des Käufers beim Produktkauf (Wirkungsbruch III).

Den Vorteilen der direkten Kostenanlastung beim Inverkehrbringer stehen bedeutende Nachteile gegenüber, die weitgehend unabhängig vom konkreten Instrumentarium zu erwarten sind:

- Die Kostenanlastung beim Inverkehrbringer impliziert die Notwendigkeit des Nachweises der inverkehrgebrachten und gegebenenfalls zurückgenommenen und entsorgten Stoffe, Materialien, Produkte. Die hierfür erforderlichen Sortier- oder Getrennthaltungsmaßnahmen können mit erheblichen Mehrkosten verbunden sein.
- Systembedingt erhält z.B. der Haushalt keinen Anreiz zur intensiven Nutzung getrennter Sammelsysteme für Wertstoffe. Inwieweit alle der Herstellung nachgelagerten Wertschöpfungsstufen Anreize erhalten, eigene Maßnahmen zur Verringerung der Abfallmengen und -schädlichkeiten umzusetzen, hängt allein davon ab, ob der Inverkehrbringer solche Anreize zur Senkung seiner Gesamtkosten etabliert. Dabei fallen in der Regel erheblich höhere Transaktionskosten der Etablierung solcher Anreize (z.B. Pfandsysteme) an als bei direkter Kostenanlastung beim Letztgebraucher. Denkbar wäre es deshalb auch, nur einen Teil der Kosten bei den Unternehmen anzulasten und einen Teil als Gebühr bei den Letztbesitzern zu erheben.

Es wäre demnach ökonomisch ineffizient, wegen der entdeckten Wirkungsbrüche generell eine direkte Anlastung der Entsorgungskosten beim Inverkehrbringer zu empfehlen. Für die Entscheidung über die Verlagerung der Kostenanlastung zum Produzenten

muß insbesondere angesichts der hohen Kosten produktbezogener Sammelsysteme auf die potentielle Schädlichkeit des Produkts abgestellt werden. Auf jeden Fall sollte eine solche Maßnahme nur auf der Basis einer Nutzen-Kosten-Analyse eingeführt werden.

In welchen Fällen also überhaupt eine Rücknahmeverpflichtung eingeführt wird und ob sich die Kombination „Rücknahmepflicht-Abgabe auf nicht zurückgenommene Produkte" oder die Kombination „Abgabepflicht mit möglicher nachträglicher Rückzahlung (Deposit-refund)" als vorteilhafter erweist, kann nur im Einzelfall entschieden werden. So bietet letztere zwar einen größeren Schutz vor dem Konkursrisiko von Inverkehrbringern, entzieht der Wirtschaft für die betroffenen Stoffe jedoch möglicherweise ein erhebliches Maß an Liquidität.

Abfälle mit geringen Schädlichkeitsproblemen

735. Kann durch die Überwachung der möglichen Emittenten sowie durch den Einsatz schädlichkeitsbezogener Instrumente, die beim Inverkehrbringer ansetzen, eine gesundheits- oder umweltgefährdende Entsorgung verhindert werden, so ergibt sich zur Steuerung der Abfallmengen bei Abfällen mit geringen Schädlichkeitsproblemen kein unmittelbarer Handlungsbedarf. Werden Behandlungs- und Ablagerungskapazitäten knapp, so erzeugen steigende Preise entsprechende Anpassungen sowohl auf der Nachfrage- als auch auf der Angebotsseite. Angesichts der signifikanten Eingriffsintensität der Instrumente zur Überwindung der Wirkungsbrüche sind bei weniger schädlichen Abfällen entsprechende Maßnahmen in besonderer Weise rechtfertigungsbedürftig. Sie sollten erst auf der Basis eindeutiger Ergebnisse von Nutzen-Kosten-Analysen vorgesehen werden. Während beispielsweise für noch immer im Markt befindliche cadmiumhaltige Batterien entweder eine Depositpflicht entsprechend den in Verkehr gebrachten Cadmiummengen oder eine Rücknahmepflicht der Batterien angemessen ist, sollte der Regelungsbedarf bei Verpackungen auf der Basis der bisherigen Erfahrungen mit der Verpackungsverordnung in einer umfassenden Nutzen-Kosten-Analyse überprüft werden.

Ob illegales Ausweichverhalten durch entsprechend harte Sanktionen eingedämmt werden kann, erscheint dem Umweltrat zweifelhaft. Eine durchgängig verursachungsgerechte Gebührenanlastung kann dazu führen, daß in großem Umfang Abfall wild abgelagert wird. Bereits heute ist eine erhebliche Steigerung bei der wilden Entsorgung von Haushaltsabfällen zum Beispiel entlang der Autobahnen beobachtbar. Um dies wirkungsvoll einzudämmen, müßten das Strafmaß so hoch und die Kontrolle so intensiv sein, daß Probleme der Verhältnismäßigkeit im Vergleich mit anderen Delikten entstünden. Insofern kann es zielführend sein, im Einzelfall auf eine kostenseitig durchaus gerechtfertigte Gebührendifferenzierung zu verzichten. Daneben kann generell von jedem Gewerbebetrieb und jedem Haushalt der Nachweis eines Entsorgungsvertrages gefordert werden. Solange gesetzliche Anschlußzwänge bestehen, kann der Gebietsmonopolist zur Sammlung auch der in der freien Landschaft deponierten Abfälle verpflichtet werden.

3.1.6.6 Ordnungspolitische Voraussetzungen marktnaher Umweltpolitik in der Abfallwirtschaft

736. Eine Bewirtschaftung der Abfallmengen, die sich an der jeweiligen Knappheitssituation bei den Entsorgungskapazitäten ausrichtet, ist derzeit nicht in Sicht. Hauptursache dafür ist die Dominanz des staatlichen Bereitstellungsmodells für Abfallentsorgungsanlagen, das den Anlagenbetrieb zumeist gleich mit umfaßt. Unabhängig von den jeweiligen Rechtsformen staatlicher Betreiber unterliegen sie alle dem öffentlichen Gebührenrecht, das einen Schutz der zumeist per Andienungszwang angeschlossenen Nutzer vor überhöhten Gebührenforderungen bewirken soll.

737. Den hoheitlichen Gebühren kommt die Funktion zu, das öffentliche Entsorgungsangebot zu finanzieren (GAWEL, 1995b, S. 207 ff.). Allerdings hebt die Finanzwissenschaft die Notwendigkeit hervor, Gebühren nach dem Äquivalenzprinzip so zu gestalten, daß sie eine angemessene Lenkungswirkung (Kostenäquivalenz) entfalten. In der Zwischenzeit verlangen die meisten Landesabfallgesetze von den öffentlichen Entsorgungsträgern, daß ihre Abfallgebühren auch Anreize zur Abfallvermeidung setzen sollen (zu den Möglichkeiten und Grenzen der umweltpolitischen Lenkung mit Gebühren vgl. Abschn. 3.1.4.1).

Die aktuelle Gebührenpolitik weist insbesondere drei für die Abfallwirtschaft besonders schädliche Tatbestände auf: Erstens haben viele Gebietskörperschaften diese Bestimmungen allzu wörtlich genommen und ihre Gebührentarife weitgehend linearisiert. Dies führt jedoch in Zeiten rückläufiger Abfallmengen dazu, daß sich der Gebührensatz pro Mengeneinheit immer weiter erhöht. Den Bürgern wird die Chance suggeriert, Abfallgebühren vermeiden zu können, in Wirklichkeit jedoch bleiben sie auf den Fixkosten sitzen, wie sich spätestens in der Gebührensatzung des Folgejahres offenbart.

Darüber hinaus findet eine verursachergerechte Kostenzuweisung von Entsorgungsleistungen immer dort ihre Grenzen, wo sie zu illegalen Ausweichreaktionen anreizt. So sollte erwogen werden, die Entsorgung besonders schadstoffhaltiger Abfälle sowie von Abfällen, die in besonderem Maße zu illegalem Ausweichverhalten Anreize setzen, zu einem überwiegenden Teil aus den fixen Bestandteilen der Restmüllgebühr zu finanzieren, um die Folgen falscher Ausweichreaktionen von vornherein abzudämpfen.

Zweitens erlauben zwar die meisten Bundesländer eine Abschreibung des Anlagevermögens zum Wiederbeschaffungszeitwert, der die historischen Werte in der Regel um ein Mehrfaches übersteigt. Jedoch geht diese Befugnis nach allgemeinem Verständnis der Praxis nicht so weit, als daß sich die irgendwann erforderliche Neuanlage von Deponien an weitaus weniger günstigen Standorten schon in den Gebüh-

ren von heute niederschlagen dürfte, obwohl die Inanspruchnahme heutiger Kapazitäten zweifellos dazu beiträgt, daß Neuerschließungen vorgenommen werden müssen.

Drittens sind die Möglichkeiten der öffentlichen Entsorgungsträger zur Durchsetzung knappheitsgerechter Preise weder in Zeiten echter Knappheit noch in einer Situation von Überkapazitäten hinreichend. Hingegen sind private Betreiber grundsätzlich in der Lage, in Knappheitssituationen mit Preiserhöhungen beziehungsweise bei Angebotsüberhängen mit einer grenzkostenorientierten Tarifierung flexibel auf die jeweilige Marktlage zu reagieren. Zudem haben sie einen Anreiz, vorhandene Kapazitäten nicht übereilt, sondern intertemporal optimiert zu verfüllen. Dabei werden sie künftige Knappheiten preislich angemessen antizipieren und sich rechtzeitig um neue Kapazitäten bemühen. Solange freilich die privaten Anbieter mit öffentlichen konkurrieren, ist auch deren Preissetzung nachhaltig gestört. Insofern ist die Privatisierung von Abfallentsorgungsanlagen ein wichtiges Instrument zur Vermeidung von Knappheiten und Überkapazitäten, zumal nicht einsehbar ist, warum der Schutz von Umwelt und Gesundheit in privaten und staatlich überwachten Anlagen geringer sein sollte als in öffentlich-rechtlich betriebenen Anlagen.

738. Die bisherigen Probleme der Erweiterung und des Neubaus von Entsorgungsanlagen sind mit der Problematik der öffentlich-rechtlichen Leistungserstellung eng verzahnt. Die Versuche zur Ansiedlung neuer Anlagen folgen bis heute noch überwiegend der Gebots- und Verbotssteuerung. Mit dem Verweis auf Landesabfallpläne und der Pflicht zur Entsorgungsautarkie sehen sich Gebietskörperschaften gezwungen, nach potentiellen Anlagenstandorten Ausschau zu halten. Sobald ein Standort in die nähere Wahl gezogen wird, formiert sich dort ein Widerstand, der in der Regel Rückhalt in der kommunalpolitischen Vertretung findet.

Aus ökonomischer Sicht ist der Widerstand der Anlieger gegen Entsorgungsanlagen in der Nachbarschaft vollkommen rational. Während sich die Nutzen der Anlage auf viele Nutzer verteilen, konzentrieren sich ihre externen Kosten auf das nähere Umfeld: Wohnumgebung, Immobilien und Lebensqualität der Anwohner werden mehr oder weniger stark entwertet. Da das deutsche Recht keinen Anspruch auf den finanziellen Ausgleich zumutbarer Beeinträchtigungen kennt, drohen die Nutzeneinbußen der Anlieger unkompensiert zu bleiben (schleichende Enteignung). Folglich lautet für sie die dominante Strategie die Drohung, die Anlage mit allen politischen und rechtlichen Mitteln zu verhindern, um sich anschließend das individuelle Klagerecht abkaufen zu lassen. Eine solche Strategie wird zuweilen als unmoralisch empfunden. Diese Bewertung erscheint jedoch unangebracht, weil es hier nicht um die Aushandlung ökologischer Standards, sondern um die Kompensation von Beeinträchtigungen geht, die nach dem Gesetz als zumutbar angesehen werden. Bei den öffentlichen Anlagenbetreibern dürfte die Höhe der möglicherweise gezahlten Kompensationen, wenn nicht zum rechtlichen, so doch zu einem wirtschaftlichen Problem geraten. Dies unterstreicht die Notwendigkeit weiterer Privatisierungsmaßnahmen, wenn man die Flexibilität des Entsorgungsangebotes steigern will.

3.1.6.7 Fazit

739. Kernstück der effizienten Durchsetzung von Umweltzielen in der Abfallwirtschaft ist die Steuerung der Emissionen beim direkten Verursacher (d. h. dem Emittenten, in erster Linie den Entsorgungsanlagen) mit marktnahen Instrumenten. Daneben sind Instrumente zur Behebung von Wirkungsbrüchen flankierend einzusetzen.

Ökonomisch unsinnig ist der Versuch, politisch eine „optimale" Abfallmenge festlegen zu wollen und deren Einhaltung dann durch den Einsatz von Zertifikaten oder Abgaben sicherzustellen. Statt dessen muß ein System etabliert werden, in dem sowohl die Angebots- als auch die Nachfrageseite auf den Abfallmärkten flexibel sind. Aus ökologischer Sicht sind in erster Linie die von den Abfallbehandlungsanlagen und Deponien ausgehenden Umwelteinwirkungen relevant, also die Emissionen und strukturellen Eingriffe in die natürlichen Lebensgrundlagen (z. B. Flächenverbrauch etc.). Das heißt nicht, daß nicht auch im Einzelfall die Vorbehandlungs- oder Deponiekapazität zum limitierenden Faktor werden könnte. Im Gegensatz zu den Emissionen und den strukturellen Eingriffen bedarf es jedoch bei Knappheit im Bereich der Verwertungs- und Beseitigungsanlagen keiner besonderen umwelt- oder abfallpolitischen Eingriffe, wenn über eine geeignete Organisation der Abfallmärkte dafür gesorgt ist, daß solche Knappheiten preiswirksam werden und daß Angebot sowie Nachfrage flexibel auf Preisänderungen reagieren können.

Dem mit einer solchen Flexibilisierung der Abfallmärkte notwendig verbundenen Privatisierungspostulat mag – wie auch in anderen Fällen staatlich dominierter Versorgung – die mangelnde Ent- und Versorgungssicherheit im Falle von Konkursen privater Anbieter entgegengehalten werden. Hierbei handelt es sich allerdings um ein Scheinargument, in dem Ungleiches miteinander verglichen wird. Denn die öffentlich-rechtlichen Entsorger sind ja nur deshalb gegen Konkurs gefeit, weil im Zweifel die öffentliche Hand mit Steuergeldern für die Defizite der öffentlichen Unternehmen eintritt. Insofern ist eine Privatisierungslösung von gleicher Sicherheitsqualität, wenn die öffentliche Hand die mit dem Übergang zu einem anderen privaten Anbieter gegebenfalls verbundenen zusätzlichen Kosten auffängt. Denkbar ist auch eine Lösung, die privaten Anbietern in diesem Bereich die Vorhaltung von „Ersatzkapazitäten" vertraglich auferlegt. Private Entsorger müßten dann mit anderen Entsorgern „Rückversicherungsverträge" abschließen, wie sie in ähnlicher Art etwa im Bereich der Stromversorgung üblich sind.

740. Eine effiziente Steuerung muß anstreben, daß die Preise der Entsorgungsalternativen die unterschiedliche Nutzungsintensität knapper Umweltgüter zum Ausdruck bringen. Die Anlastung der gesellschaftlichen Kosten der Entsorgung als zentrale

Stellschraube des Systems signalisiert den Abfallverursachern die Kosten ihrer Produktion und setzt damit Anreize zur Vermeidung (d. h. zur Umstellung der Produktionsverfahren, Substitution von Inputstoffen usw.) oder zur inner- oder außerbetrieblichen Verwertung im Ausmaß der Kostenvorteile gegenüber dem Beseitigungspreis. Vermeidung und Verwertung finden dann von selbst auf dem gesamtwirtschaftlich optimalem Niveau statt. Desweiteren setzt die Kostenanlastung Anreize zum Ausbau von Kapazitäten, zur Entwicklung neuer kostengünstigerer Verfahren, solange die Preise hoch genug sind, um die dafür einzusetzenden Faktoren (Boden, Arbeit, Kapital) zu finanzieren, und zum Abbau der Kapazitäten, wenn die Preise unter die Grenzkosten der teuersten Anlagen fallen. Gleichzeitig besteht ein Anreiz, das Angebot zu differenzieren und zum Beispiel kostengünstige Verfahren für bestimmte Abfallarten zu entwickeln sowie kostensenkende Methoden zur Identifizierung der Inhaltsstoffe zu entwickeln usw.

Für verschiedene Formen der Umweltnutzung (d. h. auch unterschiedliche Schadstoffe) sind unterschiedliche Steuerungsinstrumente einzusetzen. Entscheidend für die Effizienz des Instrumentariums ist, identische Formen der Umweltnutzung auch identisch zu behandeln – unabhängig davon, ob sie von der Abfallwirtschaft oder anderen Wirtschaftssektoren ausgehen. Nur dann kann das gesamte Potential allokativer Effizienz aktiviert werden.

741. Dem Umweltrat ist bewußt, daß von der Realisierung „ökologisch wahrer", das heißt den tatsächlichen Knappheiten von Rechten zur Nutzung der Umwelt Rechnung tragender Preise auszugehen, eine anspruchsvolle Annahme ist. Denn dies setzt voraus, daß die Ziele der Umweltpolitik (gleichgültig ob Qualitätsziele oder Handlungsziele) „richtig" gesetzt sind. „Richtig" bedeutet dabei, daß der vorhandene Kenntnisstand über die Wirkungen von Emissionen und strukturellen Eingriffen in die natürlichen Lebensgrundlagen ausgeschöpft wurde, sowie die feststellbaren Wirkungen und die verbleibenden Unsicherheiten anhand der (Risiko-)Präferenzen der Betroffenen und Beteiligten bewertet und den Kosten gegenübergestellt wurden. Davon kann heute sicher nicht in aller Strenge ausgegangen werden, und insofern könnte argumentiert werden, ein solches System der abfallpolitischen Steuerung sei schon deshalb zu verwerfen, weil es von unrealistischen Annahmen bei der umweltpolitischen Zielformulierung ausgehe. Dem ist freilich entgegenzuhalten, daß auch spezielle abfallpolitische Eingriffe (wie zum Beispiel eine Beschränkung von Abfallmengen) grundsätzlich dieselbe Kenntnis und Abwägung voraussetzen, ja sogar noch mehr, weil bekannt sein muß, welche Emissionsreduzierungen aus den angestrebten Abfallmengenreduzierungen erwachsen. Immerhin: Die beschriebene Unsicherheit läßt Vorsicht bei der hier vorgeschlagenen Deregulierung und Reregulierung in Form einer Politik der kleinen Schritte angeraten erscheinen.

742. Die Besonderheit der Steuerung der Umweltnutzung durch die Abfallwirtschaft liegt in drei Wirkungsbrüchen bei der Weitergabe des Lenkungsimpulses der Steuerung in der Kette der konsekutiven Abfallverursachung über die Preise. Die Art des Wirkungsbruchs entscheidet darüber, wo am besten anzusetzen ist, um die Kosteninformation an möglichst alle Verursacher weiterzugeben. Wird der Lenkungsimpuls nur unzureichend weitergegeben, muß geprüft werden, ob das abfallpolitische Instrumentarium dort ansetzen kann, wo am wirkungsvollsten die Vermeidung und Verwertung befördert werden kann.

Wirkungsbrüche stellen keine ausreichende Begründung dar, auf das Prinzip zu verzichten, eine Veränderung der Preise dort herzustellen, wo die externen Kosten anfallen und wo normalerweise die höchste Effizienz des staatlichen Eingriffs zu erwarten ist. Nur bei der Steuerung der Schädlichkeit der Abfälle müssen bei Wirkungsbrüchen zusätzliche Instrumente eingesetzt werden, die direkt beim Inverkehrbringer ansetzen. Dies sind vor allem Rücknahmepflichten und stoffbezogene Deposit-refund-Systeme.

Beim Einsatz von Rücknahmepflichten sollte es im allgemeinen keine kollektiven oder individuellen Sammel- oder Verwertungsquoten geben. Individuelle Sammelpflichten, verbunden mit einer Abgabe auf nicht zurückgenommene Produkte, stellen ein wesentlich effizienteres Instrument dar.

743. In einem System, in dem allen mit dem Umgang von Abfällen verbundenen Emissionen und strukturellen Eingriffen in die natürliche Umwelt durch ordnungsrechtliche oder preispolitische Maßnahmen gegenüber den direkten Verursachern Grenzen gesetzt sind, bedarf es keiner zusätzlichen Maßnahmen zur Förderung der Verwertung gegenüber der Beseitigung, keiner über die zur Sicherung der Größen- und Verbundvorteile bei der Sammlung von Hausmüll hinausgehenden Andienungspflichten und Autarkiezwänge, keiner öffentlich-rechtlich betriebenen Entsorgung und keiner Sammel- und Verwertungsquoten.

Die erwünschte Anpassung der Mengen und Schädlichkeiten der Abfälle und der Entsorgungskapazitäten aneinander und an die Rahmenbindungen des Umwelt- und Gesundheitsschutzes findet über den Markt statt. Verwertungs- und Mehrwegquoten, Auflagen zur Produktgestaltung (wie die Verwendung von Recyclaten oder die Verwertbarkeit nach dem Produktgebrauch), Verbote der Deponierung bestimmter Abfallfraktionen: Sie alle stellten zwar vor dem Hintergrund einer fehlenden Anlastung der Umweltkosten beim direkten Verursacher gerechtfertigte Zwischenlösungen dar, wären im geschilderten Regulierungsszenario jedoch ökologisch überflüssig und ökonomisch schädlich.

In einem solchen System ist auch die so umstrittene Unterscheidung zwischen „Abfall zur Verwertung" und „Abfall zur Beseitigung" überflüssig. Denn ob verwertet oder beseitigt wird, entscheidet jeder damit befaßte Akteur im Einzelfall unter den für ihn geltenden besonderen Bedingungen. Sofern den mit Verwertung und Beseitigung verbundenen Umweltbelastungen an der Quelle Grenzen gesetzt und Wirkungsbrüche mit den bestgeeigneten Instrumenten

überbrückt sind, fällt jeder Akteur in der Abfallverursachungskette prinzipiell richtige Entscheidungen. Entscheidend für die Funktionsfähigkeit des Systems, insbesondere für die Kontrollierbarkeit illegaler Ausweichreaktionen, ist allerdings ein System von Nachweispflichten, das den Verbleib von Abfällen aller Art hinreichend genau nachzuvollziehen erlaubt.

744. Viele der hier empfohlenen Änderungen werden nicht ohne einen gewissen Bestandsschutz und entsprechende Zeithorizonte zu verwirklichen sein. Lange Zeithorizonte sind auch deshalb erforderlich, weil die deutsche Abfallpolitik an die auf der europäischen Ebene gesetzten Rahmenbedingungen gebunden ist und insofern der hier empfohlene Wandel auch auf der europäischen Ebene durchgesetzt werden muß. Bei der Realisierung von Teilschritten müssen sowohl die Frage der Vollständigkeit der umweltpolitischen Rahmenordnung als auch die mit den unterschiedlichen institutionellen Arrangements verbundenen Transaktionskosten im Blick behalten werden. Der Umweltrat verkennt nicht, daß dies schwierig sein wird. Aber die aus mehr Wettbewerb in der Abfallwirtschaft zu erwartenden Effizienzsteigerungen lassen ihm diesen Einsatz als lohnend erscheinen.

3.2 Umweltprobleme der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen *)

3.2.1 Einführung

745. Vor etwas mehr als 25 Jahren ist es erstmals gelungen, genetische Informationen mit molekularbiologischen Methoden auf einen fremden Organismus zu übertragen. Mittels Gentechnik gelingt es heute, die genetische Information von Mikroorganismen, Pflanzen und Tieren gezielt zu verändern. Obwohl der weitaus größte Einsatz der Gentechnik zur Zeit in der Grundlagenforschung erfolgt, sind anwendungsorientiert bereits viele biotechnologische Prozesse mit gentechnisch veränderten Organismen bekannt. Die Anwendung der Gentechnik in Forschung und Produktion wird in Deutschland durch das Gentechnikgesetz geregelt, das am 20. Juni 1990 in Kraft trat. Dieses Gentechnikgesetz definiert unter anderem die Zuständigkeitsbereiche, zum Beispiel werden zunächst Forschung und Produktion im geschlossenen Raum, also in Laboratorien und Produktionshallen, geregelt. Als weiterer Zuständigkeitsbereich werden Freisetzungs- und Inverkehrbringungsvorhaben angesprochen. Während die Regelungen für gentechnische Anlagen und gentechnische Arbeiten in geschlossenen Räumen allgemein als sicher gelten, werden in der Öffentlichkeit Freisetzungs- und Inverkehrbringungsvorhaben kontrovers diskutiert. Der Umweltrat widmet sich im folgenden ausschließlich diesem Bereich und will dazu beitragen, die gesundheitlichen, ökologischen und evolutionsbiologischen Aspekte von Züchtung, Freisetzung und Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen auf eine naturwissenschaftliche Basis zu stellen. Die folgenden Ausführungen sind auf Beispiele aus dem Ackerbau konzentriert. Grünland- und Forstpflanzen bedürfen einer eigenen Betrachtung. Vor allem werden der Übergang vom kontrollierten Freisetzungsversuch zum großflächigen Anbau mit gentechnisch veränderten Organismen bewertet sowie Empfehlungen zur Weiterentwicklung des Instrumentariums gegeben.

*) In Kapitel 3.2 stützt sich der Umweltrat auf folgende externe Gutachten:
Prof. Dr. A. Pühler: „Einfluß von freigesetzten und in Verkehr gebrachten, gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Umwelt."
Prof. Dr. A. Schuphan und Dr. D. Bartsch: „Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen. Bewertung und Einschätzung möglicher Probleme für Mensch und Umwelt aus ökologischer und pflanzenphysiologischer Sicht."

3.2.2 Pflanzenzüchtung in der Landwirtschaft

746. Ziel der Pflanzenzüchtung ist die Entwicklung neuer Pflanzensorten mit verbesserten Eigenschaften für die Landwirtschaft (Bundessortenamt, 1988 und 1996). Dabei wird besonders geachtet auf

- hohen, stabilen Ertrag,
- gute Qualität,
- gute Verarbeitbarkeit,
- Streßtoleranz und
- Krankheitsresistenz.

747. Konventionelle Züchtung bedient sich als wesentlichem Werkzeug der Auslese von vorteilhaften Pflanzenmerkmalen aus heterogenen Pflanzenbeständen, der sogenannten Selektion gewünschter Phänotypen. In einem „reinen Pflanzenbestand" treten unterschiedliche Erscheinungsformen weiterhin durch natürliche Mutationen, zum Beispiel spontan bei Zellteilungsvorgängen, auf. Diese Mutationen werden auch häufig durch harte kosmische Strahlung, UV-Licht oder endogen in der Pflanze auftretende chemische Mutagene ausgelöst. Die Auslese solcher Mutationen und eine gezielte Rekombination stellen die Grundlage der konventionellen Züchtung dar. Als Kreuzungspartner bedient man sich auch der kreuzbaren Wildverwandten, um zum Beispiel Krankheitsresistenzgene in die Kulturpflanzen einzubringen.

748. In der konventionellen Züchtung werden Samen oder Pflanzen auch künstlich mit mutagenen Agenzien, wie radioaktiver, Röntgen- und UV-Strahlung oder chemischen Mutagenen, behandelt. Dadurch erhöht sich die Zahl der DNA-Veränderungen erheblich, so daß aus einer großen Anzahl mutierter Pflanzen solche mit gewünschten Eigenschaften selektiert werden können. Da die mutagenen Agenzien zufallsbedingt auf das Genom wirken, also keine gezielten Genveränderungen möglich sind, treten häufig unerwünschte Effekte auf. In vielen Fällen wird die Lebensfähigkeit stark beeinträchtigt.

749. Die ungezielt wirkenden Mutagene können in einer Pflanze unkontrollierbar Mehrfachmutationen bewirken. Im allgemeinen sind die meisten dieser Mutationen phänotypisch nicht zu erkennen. Die

Auslese einer Pflanze mit einem erkennbar veränderten Merkmal kann daher weitere, nicht erkannte Veränderungen einschließen. Selektiert man zum Beispiel bei einer Kartoffel nach Merkmalen wie festkochend, gelbfleischig, möglichst rund-oval, nicht schorfempfindlich, viele Knollen ergebend usw., könnte dabei übersehen werden, daß sich zum Beispiel der Gesamteiweißgehalt und die Eiweißqualität verändert haben, und damit möglicherweise für die menschlichen Ernährung essentielle Aminosäuren fehlen. Aber auch der Vitamin-C-Gehalt und der Mineralstoffgehalt könnten zurückgegangen sein oder das in Kartoffelpflanzen vorkommende stark toxische Alkaloid Solanin könnte sich im Gehalt erhöht haben. Ein Beispiel hierfür ist eine Kartoffelsorte, die in den achtziger Jahren gezüchtet worden ist und aus dem Verkehr gezogen werden mußte (Bundesinstitut für den gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin, 1997, pers. Mitt.).

750. In zunehmendem Maße werden seit den achtziger Jahren gentechnische Methoden in der Pflanzenzüchtung eingesetzt (FRIEDT und ORDON, 1996). Beim Einsatz der Gentechnik hat man theoretisch die Möglichkeit, jedes beliebige Gen von einem beliebigen Organismus in eine Pflanzenzelle zu übertragen. Diese Zellen können so regeneriert werden, daß die ganze Pflanze die transgene Information in jeder Zelle oder selektiv in bestimmten Organen exprimiert (KAHL und WINTER, 1995). Die meisten der bisher produzierten transgenen Pflanzen sind durch zwei verschiedene Methoden erzeugt worden: Die durch *Agrobacterium* vermittelte Übertragung (FISKE und DANDEKAR, 1993) oder die direkte DNA-Aufnahme, wie zum Beispiel durch ballistischen Beschuß (particle bombardment), Elektroporation und durch Polyethylenglykol geförderte Zellmembran-Passage (BRANDT, 1995).

751. Die Kommerzialisierung von transgenen Pflanzen nimmt stetig zu. Unbeschränkte Zulassungen gibt es in den USA zum Beispiel bereits für reifeverzögerte Tomaten, fettsäureveränderten Raps, herbizidtolerante Sojabohnen und Raps sowie insektenresistente Baumwolle und Mais (DALE und IRWIN, 1995). Gentechnisch erzeugte Krankheitsresistenzen gegen Pilze (STRITTMATTER et al., 1995), Bakterien (HERRERA-ESTRELLA und SIMPSON, 1995) und Viren (PAPPU et al., 1995) sind bereits weit entwikkelt und dürften in absehbarer Zeit kommerziell angewendet werden.

Zukünftig sind Neuentwicklungen der pflanzlichen Produktion von modifizierten Enzymen, industriellen Rohstoffen (SHAH et al., 1995), biopharmazeutischen Substanzen, Antikörpern (MA et al., 1995) und Impfstoffen (MASON und ARNTZEN, 1995; McGARVEY et al., 1995; RUEDL und WOLF, 1995; THANAVALA et al., 1995) zu erwarten. Weiter ist in Zukunft mit Entwicklungen hin zu Temperatur-, Salz- und Trockentoleranzen zu rechnen (BRANDT, 1995, S. 152 ff.).

752. Anders als bei der konventionellen Züchtung handelt es sich bei der Züchtung mit gentechnischen Methoden um das Einbringen eines gewünschten Gens in das Genom, welches die Ausbildung eines ganz bestimmten Merkmals bewirken soll. Wenn man dieses einmal aus dem Genom eines anderen Organismus isoliert hat und seine Merkmalsausprägung kennt und belegt hat, kann dieses weltweit für gezielte Transformierungen für weitere Organismen benutzt werden. Häufig werden neben dem erwünschten Merkmal auch Hilfsgene (wie Antibiotika- oder Herbizidresistenzen) übertragen, die der Selektion dienen (METZ und NAP, 1997). Auch die gezielte Übertragung mehrerer Gene für eine komplexe Merkmalsausprägung ist möglich.

Das Neue an der Gentechnik

753. Aus ökologischer Sicht gibt es nach REGAL (1994) grundsätzlich vier Neuheiten bei der Gentechnik, die besondere Folgen für die Umwelt hervorrufen könnten:

- Transfer von Eigenschaften über Artgrenzen
- rasche und gezielte Veränderungen von Organismen im Züchtungsprozeß
- geringe zusätzliche Stoffwechselleistungen für den Zielorganismus bei der Induktion von Resistenzen
- Erschließung neuer Bereiche des Erbgutes (zum Beispiel durch anti-sense-Techniken), die in der herkömmlichen Züchtung nicht zugänglich waren.

754. Es gibt sogar eine Reihe von wünschenswerten Eigenschaften transgener Pflanzen, die zu einer effektiveren Nutzung begrenzter Ressourcen und zu einer Entlastung der Umwelt von Chemikalien beitragen können:

- größere Resistenz gegen UV-Strahlung
- größere Resistenz gegen Trockenheit und Kälte
- besseres Wachstum auf salzhaltigen Böden
- biologische Resistenz gegen Schädlinge
- stärkere Photosyntheserate
- Fähigkeit zur Bindung und Aufnahme von Luftstickstoff.

Es gibt aber auch Anwendungsgebiete, zum Teil sind dies ebenfalls die hier genannten, in denen ein gentechnischer Eingriff unerwünschte Folgen haben könnte, zum Beispiel als Nebenwirkung bei der Steigerung von pflanzlichen Streßtoleranzen oder verbesserter Nährstoffausnutzung. Bis heute ist das Umweltverhalten lediglich bei solchen transgenen Eigenschaften untersucht worden, die nur relativ geringe ökologische Effekte zeigen (z. B. Herbizidresistenz). Es ist daher nicht überraschend, daß bislang keine besonderen Risiken nachgewiesen wurden (PARKER und BARTSCH, 1996). Eine allgemeine Aussage, daß alle Anwendungen der Gentechnik nicht mit Risiken verbunden sind, läßt sich daraus aber nicht ableiten, und es wird auch in Zukunft eine detaillierte Bewertung des Einzelfalls erforderlich sein.

3.2.3 Übersicht über freigesetzte und in Verkehr gebrachte Organismen

3.2.3.1 Freilandversuche mit gentechnisch veränderten Organismen

755. Einen Überblick über Freilandversuche in Deutschland gewinnt man aus den regelmäßig erscheinenden Tätigkeitsberichten der Zentralen Kommission für die Biologische Sicherheit (ZKBS), die am Robert-Koch-Institut (RKI) in Berlin angesiedelt ist. Der Sechste Bericht der ZKBS (1996) für das Jahr 1995 zeigt, daß insgesamt zwölf Freisetzungsanträge für drei transgene, landwirtschaftlich genutzte Pflanzen bewertet wurden (Tab. 3.2-1). Bei den Pflanzen handelt es sich um Mais, Raps und Zuckerrüben. Die gentechnischen Veränderungen betrafen im Jahr 1995 einen Fall von Schädlingsresistenz, nämlich eine Virusresistenz in Zuckerrüben, und in allen übrigen Fällen Herbizidresistenzen. Dieser Überblick zeigt, daß 1995 insgesamt nur wenige Pflanzenspezies, und diese fast alle mit Herbizidresistenzen ausgerüstet, in Freilandversuchen getestet wurden.

Wie aus dem Siebten Bericht der ZKBS (1997a) für das Jahr 1996 hervorgeht, hat sich das Spektrum der Freisetzungsvorhaben (17 Anträge) in Deutschland erweitert (Tab. 3.2-2). Neben den genannten Pflanzenarten Mais, Raps und Zuckerrübe wurden auch Tabak, Kartoffel, Espe und Petunie für Freilandexperimente vorgesehen. Auch das Spektrum der gentechnischen Veränderungen hat sich um zahlreiche Resistenzen und Veränderungen des Primär- und Sekundärstoffwechsels erweitert. Neben einer Erweiterung des Spektrums von Herbizidresistenzen ist besonders hervorzuheben, daß im Jahr 1996 transgene Kartoffeln sowohl mit Bakterien- als auch Pilzresistenz im Freiland angebaut wurden. Ein neuer Qualitätssprung muß auch den Versuchen zugesprochen werden, die sich mit dem Kohlenhydratstoffwechsel von Kartoffeln beschäftigen. Hier wurden zum ersten Mal gentechnische Veränderungen vorgenommen, die die Produktivität der Pflanze betref-

Tabelle 3.2-1

Freisetzungsanträge in Deutschland für das Jahr 1995

Anzahl der Anträge	Organismus	Gentechnische Veränderung	Anzahl der Orte
4	Mais, Raps, Zuckerrübe	Herbizidresistenz	4
3	Raps	Herbizidresistenz	3
2	Zuckerrübe	Schädlingsresistenz und Herbizidresistenz	4
2	Mais	Herbizidresistenz	2
1	Mais, Raps	Herbizidresistenz	1

Quelle: ZKBS, 1996, verändert

Tabelle 3.2-2

Freisetzungsanträge in Deutschland für das Jahr 1996

Anzahl der Anträge	Organismus	Gentechnische Veränderung (Anzahl der Anträge)	Anzahl der Orte
6	Raps	Glyphosat-Resistenz (1) Glufosinat-Resistenz (4) Fettsäuremuster (1)	10
4	Kartoffel	Kohlehydratstoffwechsel (2) [und Phosphatstoffwechsel (1)] Pilzresistenz (1) Bakterienresistenz (1)	5
3	Zuckerrübe	Glufosinat-Resistenz (2) Virusresistenz (1)	4
1	Mais	Glufosinat-Resistenz (1)	1
1	Tabak	Enzymproduktion (Xylanase) (1)	1
1	Espe	Markierung (1)	1
1	Petunie	Blütenfarbe (1)	1

Quelle: ZKBS, 1997a, verändert

Tabelle 3.2-3

Freisetzungsanträge in Deutschland für das Jahr 1997 (vorläufig)

Anzahl der Anträge	Organismus	Gentechnische Veränderung (Anzahl der Anträge)	Anzahl der Orte
5	Kartoffel	Kohlehydratstoffwechsel (3) Virusresistenz (2) Bakterienresistenz (1)	6
5	Raps	Fettsäuremuster (4) Herbizidresistenz (1)	5
4	Zuckerrübe	Herbizidresistenz (2) Virusresistenz (2)	13
1	Mais	Herbizidresistenz (1)	1
1	Sinorhizobien	Markierung (1)	1
1	Petunie	Blütenfarbe (1)	1
vorliegende Anträge; von der ZKBS noch nicht bearbeitet			
3	Kartoffel	Kohlehydratstoffwechsel (2) Entwicklungsveränderung (1)	3
3	Raps	Fettsäuremuster (2)	3
3	Zuckerrübe	Herbizidresistenz (2) Virusresistenz (1)	4
2	Mais	Herbizidresistenz (2)	2

Stand Dezember 1997

Quelle: ZKBS, 1997, persönliche Mitteilung

fen. Transgener Raps mit Veränderungen des Fettsäuremusters produziert die rapsunübliche, mittelkettige Myristinsäure, die industriell von Bedeutung ist (TÖPFER et al., 1995). In gleicher Weise ist die Produktion des Enzyms Xylanase in transgenem Tabak zu sehen (HERBERS et al., 1996). Die transgene Espe mit einem Markergen ist deshalb von Interesse, da es sich hierbei um das erste Freisetzungsexperiment mit einem Baum handelt (NILSSON et al., 1996). Waldbäume sind im Vergleich zu landwirtschaftlichen Nutzpflanzen züchterisch eher wenig bearbeitet. Die Espe kommt zudem in Deutschland auch als Wildpflanze vor.

Tabelle 3.2-3 zeigt den vorläufigen Stand der Freisetzungsanträge für das Jahr 1997.

756. Tabelle 3.2-4 faßt die weltweiten Freisetzungsprojekte zwischen 1986 und 1995 zusammen. In der Anzahl der europaweiten Freisetzungsexperimente liegt Deutschland mit 71 Vorhaben an siebter Stelle hinter Frankreich (337 Vorhaben), Italien (161 Vorhaben), Großbritannien (148 Vorhaben), Belgien (91 Vorhaben), den Niederlanden (90 Vorhaben) und Spanien (84 Vorhaben). Die Auswertung der bisher erfolgten Mitteilungen durch das Robert-Koch-Institut zeigt zum Beispiel, daß in Europa bis Oktober 1996 insgesamt 752 Anträge für höhere Pflanzen, 23 Anträge für Bakterien und sechs Anträge für Viren gestellt wurden. Aus Tabelle 3.2-5 läßt sich entnehmen, daß Raps und Mais in Europa mit 25 und 23 Pro-

Tabelle 3.2-4

Auflistung der Freisetzungsprojekte weltweit für den Zeitraum 1986 bis 1995

Land	Anzahl	Land	Anzahl
Ägypten	2	Japan	25
Argentinien	78	Kanada	486
Australien	46	Kuba	18
Belgien	91	Mexiko	38
Belize	5	Neuseeland	15
Bolivien	6	Niederlande	90
Bulgarien	3	Norwegen	–
Chile	39	Portugal	8
China	60	Rußland	11
Costa Rica	17	Schweden	27
Dänemark	30	Schweiz	2
Deutschland	71	Spanien	84
Finnland	10	Südafrika	22
Frankreich	337	Thailand	2
Großbritannien	148	Ungarn	22
Guatemala	3	USA	3 652
Italien	161	Zimbabwe	1

Quelle: JAMES und KRATTINGER, 1996; verändert durch ZKBS, 1997, persönliche Mitteilung

Tabelle 3.2-5

Anteile in Prozent der Arten höherer Pflanzen bei Freisetzungsvorhaben in Europa

Pflanze	%	Pflanze	%
Raps	25	Tomate	6
Mais	23	Tabak	5
Zuckerrübe	15	Chicorée	4
Kartoffel	11	sonstige Pflanzen	11

Unter „sonstige Pflanzen" wurden zusammengefaßt: Kohl, Sonnenblume, Weizen, Sojabohne, Melone, Luzerne, Eukalyptus, Apfel, Waldbäume, Pappel, Wein, Karotte, Salat, Erdbeere, Kürbis, Osteospermum, Chrysantheme, Nelke.
Stand Dezember 1997

Quelle: ZKBS, 1997, persönliche Mitteilung

zent der Freisetzungsanträge dominieren, gefolgt von Tomate, Tabak, Zuckerrübe, Zichorie und Kartoffel.

757. Tabelle 3.2-6 enthält eine Übersicht über die in europäischen Freisetzungsexperimenten vorgesehenen Bakterien und Viren. In fast allen Fällen handelt es sich um landwirtschaftlich bedeutsame Bakterien, wie Pseudomonaden, Rhizobien, Azospirillen und Bacillen. *Pseudomonas fluorescens*-Stämme sind von Interesse, da diese über eine biologische Kontrolle das Wachstum von phytopathogenen Pilzen unterdrücken. Rhizobien sind aufgrund ihrer Fähigkeit zur symbiontischen Luftstickstoff-Fixierung ein interessantes Objekt (SPRENT und SPRENT, 1990). *Azospirillum brasilense*-Stämme werden ebenfalls aufgrund ihrer biologischen Stickstoffixierung und ihrer positiven Beeinflussung des Pflanzenwachstums bearbeitet. Aufgrund der Bildung von Insektentoxinen können *Bacillus thuringiensis*-Stämme Insektenfraß verringern (HOFTE und WHITELEY, 1989). *Streptococcus thermophilus* schließlich wird als Indikatorbakterium für die Bestimmung von Antibiotikarückständen in Milchlieferungen eingesetzt. Die in Europa zur Freisetzung vorgesehenen Viren sind ebenfalls in Tabelle 3.2-6 enthalten. Von besonderer Bedeutung sind *Escherichia coli*-Phagen. Baculoviren werden im wesentlichen als biologische Bekämpfungsmittel gegen Schmetterlingsraupen und abgeschwächte Rabies- und Pseudorabies-Viren für die Herstellung von Tollwutimpfstoffen eingesetzt.

Tabelle 3.2-6

Für Freisetzungsexperimente in Europa vorgesehene Bakterien und Viren

Bakterien	Anzahl der Experimente	Viren	Anzahl der Experimente
Pseudomonaden	11	Baculovirus	2
Rhizobien	8	Rabies-Virus	1
Azospirillen	3	Pseudorabies-Virus	1
Bacillus thuringiensis	2	Canarypox-Virus	1
Streptococcus thermophilus	1	Phage M13	1
Vibrio cholerae	1		

Die Angaben entstammen dem Europäischen Beteiligungsverfahren (SNIF). Sie wurden vom Robert-Koch-Institut, Fachbereich Genetik/Gentechnik, erstellt.
Stand Dezember 1997

Quelle: ZKBS, 1997, persönliche Mitteilung

3.2.3.2 Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen

758. Durch Freilandexperimente werden Erfahrungen mit gentechnisch veränderten Organismen gesammelt, um so eine Entscheidung über ein mögliches Inverkehrbringen vorzubereiten. Im Gegensatz zu Freilandexperimenten, über deren Durchführung der betroffene Staat selbst entscheiden kann, ist beim Inverkehrbringen von gentechnisch veränderten Organismen ein Verfahren vorgesehen, das alle Staaten der Europäischen Union mit einschließt. Bisher sind aufgrund von Einwendungen anderer Mitgliedstaaten gegen eine beabsichtigte nationale Zulassung alle Entscheidungen über ein Inverkehrbringen von den EU-Organen getroffen worden. Neben der Zulassung von gentechnisch erzeugten Impfstoffen wurden vor allem Anträge auf Inverkehrbringen von transgenen Pflanzen gestellt. In Tabelle 3.2-7 sind die zur Zeit abgeschlossenen und noch im Verfahren befindlichen Anträge aufgelistet. Bis heute sind sieben Verfahren abgeschlossen. Eine Entscheidung zum Inverkehrbringen von herbizidresistentem Tabak stammt bereits aus dem Jahr 1994. Bei den Anträgen zum Inverkehrbringen von transgenem Raps und Radicchio, die jeweils mit männlicher Sterilität und Herbizidtoleranz ausgerüstet sind, handelt es sich lediglich um ein eingeschränktes Inverkehrbringen zu Züchtungszwecken, das heißt, der Züchter kann mit transgenem Pflanzenmaterial analog wie mit konventionellem die Entwicklung von landwirtschaftlich genutzten Sorten betreiben. Dieses eingeschränkte Inverkehrbringen gestattet allerdings nicht den Einsatz als Nahrungs- und Futtermittel. Ein generelles Inverkehrbringen einschließlich Vermarktung wurde in der Zwischenzeit in zwei Fällen von der Europäischen Union positiv entschieden, nämlich für eine transgene Sojabohne mit Toleranz gegen das Herbizid Glyphosat und für einen transgenen Mais mit Toleranz gegen das Herbizid Glufosinat und einer Schadinsektenresistenz auf Basis des *Bacillus thuringiensis*-Toxins.

759. Bei den Inverkehrbringungsanträgen gemäß Tabelle 3.2-7 spielen im wesentlichen drei Klassen von gentechnischen Veränderungen eine Rolle: Herbizidtoleranz, Schadinsektenresistenz auf Basis des *Bacillus thuringiensis*-Toxins sowie männliche Sterilität, die für die Erzeugung von Hybridsaatgut in der landwirtschaftlichen Praxis eine wichtige Rolle spielt. Spätestens mit der männlichen Sterilität kann man

Tabelle 3.2-7

Anträge auf Inverkehrbringen von pflanzlichen Produkten in der EU

Produkt	Antragsteller	Gentechnische Veränderung	Eingereicht in	Verfahrensstand	Bemerkungen
Tabak	Seita	Herbizidtoleranz	F	abgeschlossen	positive Entscheidung durch die EU 1994
Mais	Ciba-Geigy heute Novartis	Schadinsektenresistenz und Herbizidtoleranz	F	abgeschlossen	positive Entscheidung durch die EU 1997
Raps	Plant Genetic Systems	männliche Sterilität und Herbizidtoleranz	GB	abgeschlossen	positive Entscheidung durch die EU 1996
Radicchio	Bejo Zadem BV	männliche Sterilität und Herbizidtoleranz	NL	abgeschlossen	positive Entscheidung durch die EU 1996
Sojabohne	Monsanto	Herbizidtoleranz	GB	abgeschlossen	positive Entscheidung durch die EU 1996
Raps (2 Anträge)	Plant Genetic System	männliche Sterilität und Herbizidtoleranz	F	abgeschlossen	positive Entscheidung durch die EU 1997
Raps	AgrEvo	Herbizidtoleranz	D	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Raps	AgrEvo	Herbizidtoleranz	F	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Mais	AgrEvo	Herbizidtoleranz	F	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Mais	Monsanto	Schadinsekten-resistenz	F	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Mais	Pioneer	Schadinsekten-resistenz	F	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Radicchio	Bejo Zaden BV	männliche Sterilität und Herbizidtoleranz	NL	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Mais	Northrup	Schadinsekten-resistenz	GB	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Raps	Plant Genetic Systems	männliche Sterilität und Herbizidtoleranz	B	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Kartoffel	AVEBE	Veränderung der Stärkezusammen-setzung	NL	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Nelke	Florigene Europe BV	Veränderung der Blütenfarbe	NL	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen
Futterrübe	Trifolium	Herbizidtoleranz	DK	beantragt	Verfahren noch nicht abgeschlossen

Die Tabelle wurde vom Robert-Koch-Institut, Fachbereich Genetik/Gentechnik, zusammengestellt und gibt den Stand vom 12. Dezember 1997 wieder. Lediglich das Verfahren „Mais" der Firma Ciba-Geigy, heute Novartis, wurde nach dem genannten Termin abgeschlossen. Der Verfahrensstand wurde deshalb in der Liste korrigiert.

Quelle: ZKBS, 1997, persönliche Mitteilung

der pflanzlichen Gentechnik einen Siegeszug voraussagen, da es jetzt möglich ist, bei beliebigen, landwirtschaftlich genutzten Pflanzen Hybridsaatgut zu erzeugen, das erfahrungsgemäß eine zehn- bis zwanzigprozentige Steigerung der Ernteerträge liefert. Die Ertragssteigerung ergibt sich aus dem sogenannten Heterosiseffekt.

Tabelle 3.2-8 zeigt die abgeschlossenen Verfahren bis Dezember 1997 für die USA (30 Produkte), für Kanada (11 Produkte) und für Japan (21 Produkte). Die insgesamt 62 zugelassenen Produkte in den USA, in Kanada und in Japan spiegeln auch wider, daß die Gentechnik in der Pflanzenzüchtung außerhalb Europas bereits einen festen Platz hat.

760. Da über ungeregelte Freisetzungen in Osteuropa, China und anderen Staaten nur wenig verläßliche Literatur existiert (vgl. UBA-Studien Mittel- und Osteuropa sowie Entwicklungsländer, UBA, Texte 2/97 und 15/96), ist eine systematische Darstellung dieses Problemkreises nur schwer möglich. Lediglich für China ist bekannt, daß dort sowohl gentechnisch veränderte Rhizobien als auch virusresistenter, transgener Tabak großflächig für die landwirtschaftliche Produktion getestet wurden (ZHOU

Tabelle 3.2-8

In Verkehr gebrachte gentechnisch veränderte pflanzliche Produkte außerhalb Europas

In Verkehr gebrachte transgene Pflanzen in den USA		
1	Phosphinothricin-tolerante **Sojabohne**	AgrEvo
2	PRV-resistente **Papaya**	Cornell University
3	CMV-, WMV2- und ZYMV-resistenter **Kürbis**	Asgrow
4	Kartoffelkäfer-resistente **Kartoffel**	Monsanto
5	Im Reifeprozeß veränderte **Tomate**	Agritope
6	Sulfonylharnstoff-resistente **Baumwolle**	Du Pont
7	Männlich steriler, Phosphinothricin-toleranter **Mais**	Plant Genetic Systems
8	Gegen europäischen Mais-Zünsler resistenter **Mais**	Northrup King
9	Im Reifeprozeß veränderte **Tomate**	Calgene
10	Phosphinothricin-toleranter **Mais**	DeKalb
11	Lepidopteren-resistenter **Mais**	Monsanto
12	Im Reifeprozeß verändert **Tomate**	Monsanto
13	Glyphosat-tolerante **Baumwolle**	Monsanto
14	Phosphinothricin-toleranter **Mais**	AgrEvo
15	Lepidopteren-resistenter **Mais**	Ciba-Geigy
16	Lepidopteren-resistenter **Mais**	Monsanto
17	Polygalacturonase-reduzierte **Tomate**	Zeneca & Petoseed
18	Colepteren-resistente **Kartoffel**	Monsanto
19	Im Reifeprozeß veränderte **Tomate**	DNA Plant Tech
20	Im Ölsäuremuster veränderter **Raps**	Calgene
21	Glyphosat-tolerante **Sojabohne**	Monsanto
22	Bromoxynil-tolerante **Baumwolle**	Calgene
23	WMV2- und ZYMV-toleranter **Kürbis**	Upjohn
24	Glyphosat-toleranter **Mais**	Monsanto
25	Männlich steriler **Radicchio**	Bejo Zaden BV
26	Im Ölsäuremuster veränderte **Sojabohne**	Du Pont
27	Bromoxynil-tolerante und Lepidopteren-resistente **Baumwolle**	Calgene
28	Lepidopteren-resistenter **Mais**	Dekalb Genetics
29	Lepidopteren-resistente **Baumwolle**	Monsanto
30	Im Reifeprozeß veränderte **Tomate**	Calgene
In Verkehr gebrachte transgene Pflanzen in Kanada		
1	Glufosinat-Ammonium-toleranter **Canola**	AgrEvo
2	Roundup®-Herbizid-toleranter *Brassica napus* **Canola**	Monsanto Canada
3	Imidazolinon-toleranter **Canola**	Pioneer Hi-Bred Int.
4	Neues Hybridsystem für **Canola**	Plant Genetic Systems
5	Glyphosat-tolerante **Sojabohne**	Monsanto Canada
6	Colorado Kartoffelkäfer-resistente **Kartoffel**	Nature Mark Potatoes
7	Roundup®-Herbizid-toleranter *Brassica napus* **Canola**	Monsanto Canada
8	Laurinsäure **Raps**	Calgene
9	Event 176 Bt" **Mais**	Ciba Seeds/Mycogen Corp.
10	Imidazolinon-toleranter **Mais**	Pioneer Hi-Bred Int.
11	Glufosinat-Ammonium-toleranter **Canola**	AgrEvo Canada

noch Tabelle 3.2-8

In Verkehr gebrachte gentechnisch veränderte pflanzliche Produkte außerhalb Europas

In Verkehr gebrachte transgene Pflanzen in Japan		
1	Herbizid-tolerante **Sojabohne**	Monsanto Japan
2	Herbizid-toleranter **Canola**	Monsanto Japan
3	Insekten-resistenter **Mais**, entwickelt von Northrup King	Monsanto Japan
4	Insekten-resistenter **Kartoffel**	Monsanto Japan
5	Herbizid-toleranter **Canola**, entwickelt von AgrEvo Canada	Hoechst Schering AgrEvo
6	Insekten-resistenter **Mais**	Ciba Geigy
7	Herbizid-toleranter **Canola**	Monsanto Japan
8	Herbizid-toleranter **Canola**	Plant Genetic Systems
9	Insekten-resistenter **Mais**	Monsanto Japan
10	Insekten-resistente **Kartoffel**	Monsanto Japan
11	Insekten-resistente **Baumwolle**	Monsanto Japan
12	Herbizid-toleranter **Mais**	AgrEvo
13	Herbizid-toleranter **Canola**	Plant Genetic Systems
14	Herbizid-toleranter **Canola**	Plant Genetic Systems
15	Herbizid-toleranter **Canola**	Plant Genetic Systems
16	Herbizid-toleranter **Canola**	AgrEvo
17	Herbizid-tolerante **Baumwolle**	Monsanto Japan
18	Herbizid-tolerante **Baumwolle**	Calgene
19	Herbizid-toleranter **Canola**	Plant Genetic Systems
20	Herbizid-toleranter **Canola**	AgrEvo
21	Im Reifeprozeß veränderte **Tomate**	Calgene

Canola = Rapssorte

Die Tabelle wurde vom Robert-Koch-Institut, Fachbereich Genetik/Gentechnik, zusammengestellt und gibt den Stand vom 12. Dezember 1997 wieder.

Quelle: ZKBS, 1997, persönliche Mitteilung

et al., 1994). Unter dem Dach der UN wurden Ende 1995 „Internationale technische Leitlinien zur Sicherheit in der Biotechnologie" verabschiedet, die den Entwicklungsländern zur Unterstützung für die Entwicklung eigener nationaler Regelungen zum sicheren Umgang mit der Biotechnologie dienen sollen. Im Zusammenhang mit der Erarbeitung dieser Leitlinien soll ein Programm zum Aufbau von Kapazitäten entwickelt werden, das die Entwicklungsländer zur Implementierung der Leitlinien befähigen soll. Weiterhin wird zur Zeit im Rahmen der UN-Konvention über die biologische Vielfalt ein Protokoll zur Sicherheit in der Biotechnologie erarbeitet, das sich auf das Problem der grenzüberschreitenden Verbringung lebender modifizierter Organismen konzentrieren wird. Die Verabschiedung des Protokolls ist für 1998 vorgesehen. Der Umweltrat regt an, international verstärkt auf Staaten ohne gentechnische Regulierungsvorschriften dahin gehend einzuwirken, daß diese Kontrollgremien für Freilandversuche und Inverkehrbringungsvorhaben ins Leben rufen. Ein erster wichtiger Schritt wäre bereits eine ausführliche, wissenschaftliche Dokumentation solcher Versuche.

3.2.4 Abschätzung der zukünftigen Entwicklung von gentechnisch veränderten Organismen für den Freilandeinsatz

3.2.4.1 Beispiele von möglichen transgenen Pflanzen für den landwirtschaftlichen Produktionsprozeß

761. Neben Tabak, Mais, Raps, Radicchio und Sojabohne, die in Europa entweder schon in Verkehr gebracht wurden oder für die Anträge auf Inverkehrbringen vorliegen (Tab. 3.2-7), werden in naher Zukunft auch die in anderen Ländern zugelassenen Pflanzen wie Kürbis, Kartoffel, Tomate und Baumwolle (Tab. 3.2-8) gentechnisch verändert in den landwirtschaftlichen Anbau in der Europäischen Union drängen. Von Interesse ist darüber hinaus, welche gentechnisch vermittelten Eigenschaften diese Pflanzen aufweisen werden.

762. Bei den Herbizidresistenzen stehen solche gegen Phosphinothricin (u.a. Glufosinat-Ammonium)

und Glyphosat (z. B. Roundup) an erster Stelle. Aber auch Resistenzen gegen Sulfonylharnstoff, Bromoxynil und Imidazolinon findet man unter den außerhalb der EU in Verkehr gebrachten, transgenen Pflanzen (Tab. 3.2-8). Der Einsatz von Herbiziden in der Landwirtschaft wird vor allem aufgrund möglicher Umweltprobleme kontrovers diskutiert. Bei Einsatz von transgenen Pflanzen mit Herbizidresistenzen gegen nichtselektive Herbizide wird eine Ausweitung des Herbizideinsatzes und dadurch eine gesteigerte Gefährdung von Ackerrandstreifen, benachbarten Biotopen und des Grundwassers befürchtet.

Auf alle Fälle müßte sichergestellt werden, daß stärker umweltbelastende Herbizide vom Markt verschwinden, wenn neue, umweltfreundlichere Herbizide bzw. deren Formulierungen zugelassen werden. Dies gilt insbesondere für Herbizide, die als schlecht abbaubar gelten. Eine solche Entwicklung wäre für eine umweltverträgliche Landwirtschaft wünschenswert. Ob in Zukunft noch Herbizide mit verbesserten Umwelteigenschaften entwickelt werden können, läßt sich aus heutiger Sicht nur schwer abschätzen.

763. Neben den Herbizidresistenzen spielen zur Zeit vor allem Resistenzen gegen Insektenfraß eine wichtige Rolle. Mais, Baumwolle und Kartoffel, alle mit *Bacillus thuringiensis*-Toxingenen ausgerüstet, sind in den USA bereits zugelassen (Tab. 3.2-8). Aus der Sicht des Umweltschutzes stellt der Einsatz des *Bacillus thuringiensis*-Toxingens ein positives Beispiel dar, denn dadurch kann zum Beispiel beim Baumwollanbau auf Spritzmittel zur Bekämpfung der Schadinsekten verzichtet werden. Allerdings sind im vergangenen Jahr in den USA Vorfälle bekannt geworden, daß die *Bacillus thuringiensis*-toxinhaltige Baumwolle (B.t.-Baumwolle) die an sie gestellten Erwartungen nur teilweise erfüllte. Es wurde beobachtet, daß die B.t.-Baumwolle nur eine partielle Resistenz gegen Schmetterlingsraupen entwickelte (KAISER, 1996). Eine solche partielle Resistenz würde natürlich bedeuten, daß in Zukunft auf Spritzvorgänge nicht vollständig verzichtet werden kann, wodurch das Umweltargument weitgehend entfiele. Eine weitere Befürchtung, die das *Bacillus thuringiensis*-Toxinprinzip betrifft, ergibt sich aus einer möglichen Resistenzbildung innerhalb der Schadinsektenpopulation, wenn diese andauernd mit dem Toxin in Berührung kommt, im Gegensatz zum herkömmlichen, nur gelegentlichen Einsatz in Form von Spritzmitteln. Falls eine solche Resistenzbildung in größerem Umfang eintreten sollte, wäre das *Bacillus thuringiensis*-Toxinprinzip in der Landwirtschaft und vor allem im biologischen Anbau nicht mehr einsetzbar. Wahrscheinlich ist davon auszugehen, daß in Europa in naher Zukunft neben dem B.t.-Mais auch die B.t.-Kartoffel angebaut wird. Es sollte allerdings vermieden werden, B.t.-Toxingene auf Leguminosen zu übertragen, da diese für viele Wirbellose, zum Beispiel für Schmetterlinge, als Futterflanzen dienen. Auch auf dem Gebiet der Fraßresistenz sind durchaus noch weitere Ansätze denkbar, die in Zukunft über die Gentechnik Eingang in die Pflanzenzüchtung finden könnten.

764. Nach herbizid- und fraßresistenten Pflanzen erwartet man als zweite Welle transgene Pflanzen mit Resistenzen gegen phytopathogene Viren, Bakterien und Pilze. Aus diesem Spektrum sind bislang lediglich virusresistente Papaya- und Kürbispflanzen für den landwirtschaftlichen Anbau in den USA zugelassen (Tab. 3.2-8). In Deutschland wird im Freiland noch mit virusresistenten Zuckerrüben experimentiert (Tab. 3.2-2 und 3.2-3). Der Resistenzmechanismus beruht meist auf einer konstitutiven Expression von Virusgenen in der transgenen Pflanze. In der transgenen Zuckerrübe wird zum Beispiel das Hüllprotein des BNYVV-Virus exprimiert, wobei der Resistenzmechanismus noch nicht aufgeklärt ist (MANNERLOF et al., 1996). Da sich pflanzliche Virosen bis heute aufgrund fehlender Gegenmittel einer direkten Behandlung entziehen, muß dem gentechnischen Ansatz in Zukunft eine große Bedeutung beigemessen werden. Mit Bakterien- und Pilzresistenzen sind zur Zeit noch keine transgenen Pflanzen für die landwirtschaftliche Nutzung zugelassen. Es werden allerdings weltweit Ansätze verfolgt, die meist zum Ziel haben, die pflanzeneigenen Abwehrmechanismen zu stärken. In Deutschland wurden in den letzten Jahren bereits Freisetzungsvorhaben beantragt, die sich mit Pilz-, Bakterien- und Virusresistenzen beschäftigen (Tab. 3.2-2 und 3.2-3). Für die nicht allzu ferne Zukunft ist zu erwarten, daß speziell auf diesem Sektor Fortschritte zu verzeichnen sein werden, da augenblicklich mit großem Erfolg die molekularen Vorgänge bei Infektionen mit phytopathogenen Organismen aufgeklärt werden (HAHN, 1996; MICHELMORE, 1995; BARON und ZAMBRYSKI, 1995).

Pathogenresistenzen gegen Bakterien und Pilze sind grundsätzlich im Hinblick auf eine umweltverträgliche Landwirtschaft von Bedeutung, da über gentechnische Entwicklungen der Einsatz an Spritzmitteln deutlich verringert werden kann.

765. Mittels Gentechnik können Pflanzen für Zucht, landwirtschaftlichen Anbau oder Vermarktung optimiert werden. Beispiele hierfür sind die gentechnische Erzeugung von männlicher Sterilität, die Beeinflussung des Reifevorgangs bei Früchten sowie die Veränderung der Fruchtgröße und somit eine Steigerung des Ertrags. Was die männliche Sterilität betrifft, so befindet sich zur Zeit ein System in der Erprobung, für welches bei Raps und Sojabohne bereits Anträge auf Inverkehrbringen in der EU vorliegen (Tab. 3.2-7). Für das gleiche System ist in den USA bei Mais und in Kanada bei Canola bereits die Vermarktung genehmigt (Tab. 3.2-8). Bei diesem System wird in der männlich sterilen Pflanze die Pollenbildung durch Ausschaltung des Pollennährgewebes unterbunden. Nach Fremdbestäubung und Bildung des Hybridsamens ist die männliche Fertilität dann aber wiederhergestellt, so daß dem Landwirt normales Saatgut zur Verfügung steht (MARIANI et al., 1990). Das geschilderte System ist noch nicht der Endpunkt der Entwicklung. Es könnte schon sehr bald von einem Verfahren abgelöst werden, bei dem die männliche Sterilität von außen mit einer chemischen Substanz induziert werden kann (KRIETE et al., 1996).

Die Beeinflussung des Reifevorgangs bei Früchten wurde bislang ausschließlich bei Tomaten betrieben. Wie Tabelle 3.2-8 entnommen werden kann, sind in den USA bereits von fünf Firmen transgene Tomaten mit einem verzögerten Reifeprozeß auf den Markt gebracht worden. Hierbei handelt es sich jeweils um sogenannte Antimatsch-Tomaten, die ihre Festigkeit wesentlich langsamer verlieren als herkömmliche Tomaten. Ein Vorteil dieser Antimatsch-Tomaten liegt darin, daß diese, da sie bis zur vollen Reife am Strauch verbleiben können, ein volles Aroma entwickeln. Auch im reifen Zustand haben sie dann noch die Festigkeit für eine maschinelle Ernte (SHEEHY et al., 1988). Als Nachteil wird gesehen, daß man diesen Tomaten im Handel nicht mehr ansieht, ob sie frisch vom Strauch kommen oder bereits einige Wochen ausliegen. Eingriffe in den Reifeprozeß anderer Früchte sind durchaus denkbar und könnten in Zukunft eine Rolle spielen.

766. Von besonderer Bedeutung für die landwirtschaftliche Produktion sind Ertragssteigerungen. Ansätze hierfür werden in der Grundlagenforschung schon verfolgt. So besteht bei Kartoffeln zum Beispiel die Möglichkeit, Photosyntheseprodukte aus den Blättern verstärkt in Richtung Kartoffelknolle zu lenken (RIESMEIER et al., 1993). Solche transgenen Kartoffeln werden in Deutschland bereits in Freilandexperimenten getestet (Tab. 3.2-2 und 3.2-3). Das genannte Prinzip wäre auch bei anderen Kulturpflanzen in Zukunft zur Ertragssteigerung anwendbar.

767. Mittels gentechnischen Eingriffs in den Primär- und Sekundärstoffwechsel lassen sich auch Inhaltsstoffe von landwirtschaftlichen Produkten variieren, zum Beispiel Stärke, pflanzliche Öle und Aminosäuren. In der Kartoffelknolle kommen zum Beispiel die beiden Kohlenhydrate Amylose und Amylopektin vor. Durch Ausschalten verschiedener Biosyntheseenzyme gelingt es, transgene Kartoffelpflanzen zu erzeugen, die in der Knolle modifizierte Stärken produzieren. Diese Substanzen eignen sich unter anderem als Rohstoffe für Industrieprodukte. Aus den Tabellen 3.2-2 und 3.2-3 ist zu ersehen, daß solche transgenen Kartoffeln in Deutschland bereits im Freiland getestet werden. Es ist davon auszugehen, daß in Zukunft auch andere Nutzpflanzen mit modifizierter Stärkezusammensetzung für den landwirtschaftlichen Anbau zur Verfügung stehen.

Neben pflanzlicher Stärke sind vor allem pflanzliche Öle Massenprodukte der landwirtschaftlichen Produktion. Als Ölpflanzen werden vor allem Raps und Canola (Rapssorte) angebaut. Mittels Gentechnik gelingt die Erzeugung von Pflanzen mit modifiziertem Fettsäuremuster, wodurch zum Beispiel mittelkettige Fettsäuren, wie Laurin- (C12) und Myristinsäure (C14), produziert werden können (TÖPFER et al., 1995; VOELKER et al., 1992). Während in Deutschland erste Freilandversuche durchgeführt werden (Tab. 3.2-2 und 3.2-3), sind in den USA und in Kanada bereits transgene Raps- und Canolapflanzen mit verändertem Fettsäuremuster für die Vermarktung zugelassen (Tab. 3.2-8). In Zukunft sind weitere Entwicklungen zu erwarten, da es bei pflanzlichen Speicherlipiden eine große Palette an unterschiedlichen Fettsäuren gibt, die alle in Raps produziert werden können.

In der Tierernährung ist eine ausgewogene Aminosäurezusammensetzung des Tierfutters unabdingbar. Diese wird heutzutage durch Zufütterung von Aminosäuren, die meist über fermentative Prozesse mit Mikroorganismen gewonnen werden, erreicht. Transgene Pflanzen, die bereits zum Beispiel in ihren Samen die gewünschten Aminosäuren anreichern können, würden biotechnische Verfahren überflüssig machen. Die hierzu durchgeführten Versuche muß man zur Zeit noch der Grundlagenforschung zuordnen; die bisher erzielten Ergebnisse sind jedoch vielversprechend (LEA und FORDE, 1994; GALILI et al., 1991).

768. Die genannten Beispiele zeigen, daß der direkte Eingriff in das pflanzliche Stoffwechselgeschehen, entweder durch Ausschalten von eigenen Genen oder durch Übertragung von Fremdgenen, zu den gewünschten Zielen führt. Offensichtlich stehen all diese Versuche noch am Beginn einer langen Entwicklung. Wenn man insbesondere in Betracht zieht, welche Stoffwechselvielfalt zum Beispiel bei der Vielzahl der Mikroorganismen zur Verfügung steht, läßt sich erahnen, welche Entwicklungen durch Genübertragung bei Pflanzen denkbar sind (FROMMER und NINNEMANN, 1995).

769. Mit den bisher geschilderten Beispielen von möglichen transgenen Pflanzen für den landwirtschaftlichen Produktionsprozeß ist das Spektrum aber noch nicht abgeschlossen. Pflanzen können auch dazu verwendet werden, völlig neue, pflanzenfremde Produkte zu synthetisieren. Anzuführen sind beispielsweise abbaubare Biopolymere, die normalerweise als Polyhydroxyfettsäuren bei Bakterien bekannt sind. Nach Gentransfer können solche Biopolymere zum Beispiel auch in der Tabakpflanze synthetisiert werden (POIRIER et al., 1992). In zunehmendem Maße werden auch Heilpflanzen gentechnisch verändert (YAMAZAKI et al., 1996). Diese Pflanzen haben häufig einen umfangreichen sekundären Stoffwechsel, in dem natürlicherweise pharmakologisch hochwirksame Substanzen gebildet werden. Gleichzeitig werden inzwischen Kulturpflanzen als Bioreaktoren genutzt (WHITELAM, 1995). So können beliebige Fremdproteine in Pflanzen erzeugt werden, zum Beispiel (bakterielle) Enzyme, die in Waschmitteln Verwendung finden, oder medizinisch genutzte Proteine, zum Beispiel Antikörper und Antigene (MA et al., 1995). Impfstoffe aus Pflanzen befinden sich in der Entwicklung. Auch transgene Kartoffeln oder Bananen, die gleichzeitig einen „Impfstoff" gegen Durchfallerkrankungen enthalten, werden augenblicklich entwickelt (vgl. HAQ et al., 1995). Auf dem Sektor landwirtschaftlicher Nutzpflanzen sind der Phantasie wenig Grenzen gesetzt, und man kann davon ausgehen, daß in Zukunft weltweit nicht nur für Nahrungszwecke produziert wird. Der unerwünschten Verbreitung reaktiver und medizinisch wirksamer Substanzen muß dabei besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

770. Langfristig ist mit der gentechnischen Erzeugung von Pflanzen zu rechnen, die unter extremen Umweltbedingungen wie Hitze, Kälte oder Trockenheit noch Erträge bringen. Auch das Wachstum bei erhöhten Salzkonzentrationen muß genannt werden. Solche Pflanzen sind gentechnisch nicht durch

Transfer einiger weniger Gene herzustellen, sondern benötigen kompliziertere Verfahren und vertiefte Kenntnisse.

Sobald Pflanzen in dieser Weise in ökologisch relevanten Eigenschaften verändert werden, ist es nach Ansicht des Umweltrates dringend geboten, daß sie ein detailliertes Testprogramm durchlaufen, bevor man an Freisetzung oder Inverkehrbringen denken kann. Solche Testprogramme betreffen zunächst nur Labor- und Gewächshausversuche. Mit solchen Versuchen müßte vor allem abgeklärt werden, in welchem Umfang ökologisch relevante Eigenschaften verändert sind und inwieweit sich daraus spezielle Risiken aus Freisetzung und Inverkehrbringen ergeben (Abschn. 3.2.6.1 bis 3.2.6.3).

3.2.4.2 Beispiele von möglichen gentechnisch veränderten Mikroorganismen für verschiedene Anwendungsbereiche

771. Gemäß Tabelle 3.2-6 sind bis Dezember 1997 in Europa 26 Freilandexperimente mit gentechnisch veränderten Bakterien durchgeführt worden. In der Landwirtschaft handelt es sich um Mikroorganismen, die das Pflanzenwachstum fördern. An erster Stelle sind Sinorhizobien zu nennen, die in Symbiose mit Leguminosen zur Stickstoff-Fixierung fähig sind (SPRENT und SPRENT, 1990). Aber auch fluoreszierende Pseudomonaden, die zur biologischen Bekämpfung von phytopathogenen Pilzen dienen, können gentechnisch optimiert werden. Sowohl Rhizobien als auch fluoreszierende Pseudomonaden wurden bereits in Freilandexperimenten getestet (Tab. 3.2-6).

772. Außer in der Landwirtschaft wird besonders bei der Umweltsanierung der Einsatz von gentechnisch veränderten Mikroorganismen erwartet. An erster Stelle müssen hier schadstoffabbauende Pseudomonaden und Rhodococcen genannt werden. Bei den Pseudomonaden sind viele Stoffwechselwege zum Abbau von Schadstoffen untersucht und gentechnisch verändert worden (ENSLEY, 1994). Die konstruierten Stämme haben bisher im Labor gute Ergebnisse gezeigt. Ihr Einsatz im Freiland zur Überprüfung der Abbauleistungen unter natürlichen (Konkurrenz-)Bedingungen steht aber noch aus. In naher Zukunft wird man solche gentechnisch veränderten Stämme zum Beispiel bei der Reinigung von Industrieabwässern einsetzen. Die Sanierung von Umweltschäden, die oft durch ein großes Spektrum an Schadstoffen gekennzeichnet sind, ist dagegen weit schwieriger durchzuführen (SRU, 1995, Kap. 3.2; SRU, 1990, Abschn. 4.3.2.2.6). Bei industriellen Prozessen, die im Freiland ablaufen, spielt die Erzlaugung eine bedeutende Rolle. Auch hier kann man Bakterienstämme entwickeln, die nach gentechnischer Veränderung für den Laugungsprozeß optimal geeignet sind.

773. Die Verwendung von Mikroorganismen spielt bei der Nahrungsmittelproduktion und -konservierung eine große Rolle. Der Einsatz von Hefen zur Bier- und Weinherstellung, von Milchsäurebakterien zur Herstellung von Milchprodukten oder die Verwendung von Starterkulturen zur Wurstherstellung sind gängige Techniken. In all den genannten Fällen befinden sich die Mikroorganismen anschließend im Nahrungsmittel. Falls also gentechnisch optimierte Stämme eingesetzt würden, hat man es mit Freisetzung zu tun. Die Verwendung gentechnisch veränderter Mikroorganismen in der Nahrungsmittelproduktion bedarf erprobter herkömmlicher Stämme, bei denen bereits große Erfahrung im Umgang besteht.

774. Im medizinischen Bereich handelt es sich im wesentlichen um gentechnisch veränderte Mikroorganismen, die zum Beispiel zu Impfzwecken eingesetzt werden könnten und damit auch in die Umwelt entlassen würden.

775. Es ist zu bemerken, daß aufgrund der vorhandenen Techniken zur Veränderung der genetischen Information bei Mikroorganismen schon bald genetisch optimierte Stämme zur Verfügung stehen werden, die sich für ein beabsichtigtes Inverkehrbringen empfehlen.

An dieser Stelle sei angemerkt, daß nur gentechnisch veränderte Mikroorganismen berücksichtigt wurden, die als vermehrungsfähige Organismen in Verkehr gebracht werden sollen. Die Produktion von Enzymen, Aminosäuren und Vitaminen, die mit gentechnisch veränderten Mikroorganismen in geschlossenen Anlagen durchgeführt wird, ist nicht Thema dieser Betrachtung. Hierbei werden Produkte erzeugt, die sich von solchen, in herkömmlichen Verfahren hergestellten Produkten nicht unterscheiden (z. B. Labferment Chymosin; vgl. auch Abschn. 3.2.7.7, insbes. Tz. 892 f.).

3.2.5 Risiken bei der Freisetzung und dem Inverkehrbringen

776. Gegenüber dem Einsatz der Gentechnik in der Landwirtschaft und bei der Herstellung von Nahrungsmitteln werden von der Bevölkerung verschiedene Vorbehalte geäußert. Meist wird das mögliche Auftreten von Inhaltsstoffen mit toxischem oder allergenem Potential in Nahrungsmitteln sowie die Ausbreitung von Antibiotikaresistenzen genannt. Darüber hinaus werden zunehmend Bedenken geäußert, ob das Antrags-/Zulassungsverfahren für die Freisetzung und das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Pflanzen (und Mikroorganismen) ausreichend Sicherheit bietet, mögliche Schäden für die Umwelt frühzeitig zu erkennen und abzuwenden. Vielfach wird ein erhöhtes Verwilderungspotential der gentechnisch veränderten Pflanzen befürchtet. Nebeneffekte können auch durch die unerwünschte Ausbreitung transgener Eigenschaften, zum Beispiel durch Kreuzung mit verwandten Arten in Wildpopulationen, auftreten. Hierdurch könnte die biologische Vielfalt und deren nachhaltige Nutzung gefährdet sein. Bislang liegen keine ausreichenden Erfahrungen vor, wie die Fortpflanzung, Fitneß und Evolution von Ziel- und Nichtzielorganismen durch gentechnische Eingriffe – vor allem langfristig – beeinflußt wird. Im folgenden sollen der aktuelle Wissensstand und Wissenslücken für diese Bereiche dargestellt werden.

3.2.5.1 Gesundheitliche Risiken bei Verwendung gentechnisch hergestellter Nahrungsmittel

3.2.5.1.1 Entstehung von Inhaltsstoffen mit toxischem oder allergenem Potential

777. Die Pflanze baut über primäre Stoffwechselwege Zucker, Fettsäuren und Aminosäuren auf. Diese dienen dem pflanzlichen Organismus überwiegend als Struktur-, Aufbau- und Betriebsstoffe. Weiterhin synthetisiert die Pflanze über sekundäre Stoffwechselwege eine Vielzahl unterschiedlichster Substanzen. Zu diesen sogenannten sekundären Pflanzeninhaltsstoffen gehören zum Beispiel Stützstoffe, Pflanzenhormone, Vitamine, Farb-, Duft-, Geschmacksstoffe und Gifte. Die Pflanzenhormone regeln Wachstumsvorgänge, Vitamine nehmen Schutzfunktionen (zum Beispiel Schutz vor schädlicher kosmischer radioaktiver und UV-Strahlung oder Vernichtung von Radikalen, antikanzerogene Wirkungen) wahr; Farb- und Duftstoffe sollen zum Beispiel Insekten an die Blüten zur Bestäubung anlocken, giftige und abstoßend riechende Stoffe sollen Pflanzen vor Fraß schützen. Letztere stellen natürliche Schädlingsbekämpfungsmittel dar (AMES et al., 1990).

Toxische und genotoxische Verbindungen

778. Viele Naturstoffe sind für den Menschen toxisch. Das von dem Mikroorganismus *Clostridium botulinum* gebildete Botulinus-Toxin beispielsweise zählt aufgrund seiner enormen Toxizität zu den giftigsten Verbindungen für höhere Organismen (FORTH et al., 1992). Viele akut toxische Stoffe können relativ leicht erkannt und gemieden werden. Andere Substanzen wirken erst auf längere Sicht toxisch, verbunden mit langen Latenzzeiten. Sie können mit dem Erbmaterial reagieren und mutagene und/oder kanzerogene Wirkung haben. Einfache Versuche mit Zellkulturen und Mikroorganismen können solche genotoxischen Potentiale von Stoffen in der Regel aufdecken. Das positive Ergebnis des Tierversuchs gilt im allgemeinen als Kriterium für eine für höhere Organismen, einschließlich des Menschen, nachgewiesene mutagene/kanzerogene Wirkung.

779. Natürlicherweise vorkommende genotoxische Stoffe sind hinsichtlich der chemischen Struktur sehr verschiedenartig (AMES et al., 1990; SCHEERER, 1984; STAN und HUNNI, 1984). Gemüsepflanzen, wie verschiedene Kohlarten, Tomaten, Bohnen, Lauch und Zwiebel, sowie Früchte, wie Kirschen, Aprikosen, Äpfel, Birnen und Heidelbeeren usw., enthalten beispielsweise die sogenannten Flavonoid-Farbstoffe. Von der Vielzahl der Flavonoide sind einige Vertreter als genotoxisch erkannt worden. Zum Beispiel gehören dazu die Verbindungen Quercetin und Kämpferol, die in den aufgezählten Pflanzen vorkommen. Aus dem Bereich der Gewürzpflanzen sind eine Reihe von Pflanzen bekannt, deren Inhaltsstoffe ebenfalls nachgewiesene genotoxische Wirkungen entfalten, zum Beispiel Zimt, Lorbeer, Muskatnuß, Sternanis, Ingwer, schwarzer Pfeffer, Fenchel, Sellerie, Pastinak, Petersilie, Estragon und Basilikum (SCHUPHAN und BARTSCH, 1998; AMES, 1983).

780. Die Entstehung von Inhaltsstoffen mit toxischem Potential ist ebenso bei der konventionellen Pflanzenzüchtung von Bedeutung. Es ist die Regel, zu Züchtungszwecken Wildformen aus weit entfernten Regionen, zum Beispiel aus dem Kaukasus oder den Anden, in unsere landwirtschaftlich genutzten Hochleistungssorten einzukreuzen. Neben einem gewollten Zielgen wird dabei meist eine große Anzahl von unbekannten Genen mit übertragen, die natürlich alle das Potential zur Bildung von toxischen Inhaltsstoffen besitzen könnten. Gezielte Untersuchungen zu dieser Problematik sind bei der konventionellen Züchtung jedoch nicht vorgeschrieben (vgl. Tz. 850, 869; Abschn. 3.2.6.3). Dagegen werden Untersuchungen auf Inhaltsstoffe mit toxischem Potential für transgene Pflanzen gefordert, die in Verkehr gebracht werden sollen. Hier wird zunächst die gentechnische Veränderung im Hinblick auf mögliche Auswirkungen auf den pflanzlichen Stoffwechsel und die Entstehung toxischer Komponenten analysiert. Diese Wertungswidersprüche zwischen dem Inverkehrbringen konventioneller und transgener Pflanzen sind gesundheits- und umweltpolitisch jedenfalls kaum begründbar (vgl. Abschn. 3.2.7.3; Tz. 843).

Wertgebende Pflanzeninhaltsstoffe

781. Pflanzen produzieren energiereiche Primärstoffwechsel-Produkte, deren Menge und Zusammensetzung ganz entscheidend die innere Qualität von Nahrungspflanzen bestimmen (SCHUPHAN, 1961). Das Vorhandensein von essentiellen Aminosäuren in den Proteinen, das Vorkommen von mehrfach ungesättigten Fettsäuren in Ölen und Fetten und das Vorhandensein von Einfachzuckern sind solche wertgebenden Merkmale. Außerdem enthalten Pflanzen viele erwünschte Sekundärstoffwechsel-Produkte, zum Beispiel antikanzerogen wirkende Stoffe. Das Tripeptid Glutathion ist zum Beispiel in der Lage, einige genotoxische Substanzen abzufangen. Vitamine, wie Vitamin E (d-Tocopherol), Vitamin C und Vitamin A (Carotinoide allgemein), können effektiv genotoxische Stoffe vor einer Reaktion mit der DNA inaktivieren. Im Laufe der Phylogenese haben tierische und pflanzliche Organismen weitere Mechanismen entwickelt, die für die Arterhaltung und für die Aufrechterhaltung der Lebensvorgänge wichtigen Nukleinsäuren vor einer Veränderung zu schützen.

Konventionelle wie transgene Pflanzenzüchtung bewirken spezifische Veränderungen von Inhaltsstoffen. Neben dem neuen Zuchtmerkmal sollten Züchter verstärkt die charakteristischen, wertgebenden Inhaltsstoffe der Zuchtlinie erhalten (Abschn. 3.2.6.3).

Allergene Substanzen

782. In der Öffentlichkeit werden Nahrungsmittel aus gentechnischer Produktion vor allem im Hinblick auf das Allergieproblem ausführlich diskutiert. Lebensmittelallergien sind ein weitverbreitetes Problem – unabhängig von gentechnischen Verände-

rungen. Die Häufigkeit in der Gesamtbevölkerung ist nicht sicher bekannt. Die Symptomatik allergischer Reaktionen reicht von milden Reaktionen (Juckreiz, Übelkeit usw.) bis zu lebensbedrohlichen Schockzuständen.

783. In Pflanzengeweben können über 100 000 verschiedene Proteine exprimiert sein, aber nur ein geringer Teil von ihnen löst Allergien aus (JANSEN et al., 1994; YOUNG et al., 1994; SAMPSON, 1992). Sojabohnen, Weizen, Nüsse, Milch, Eier, Fisch, Krebstiere, Muscheln und Gewürze verursachen über 90 % aller Lebensmittelallergien (TAYLOR, 1992).

784. Auch gentechnisch erzeugte Nahrungsmittel können allergierelevante Wirkungen haben. In diesem Zusammenhang wird immer wieder ein Beispiel mit eindeutig nachteiligen Wirkungen zitiert: Es handelt sich um das Vorhaben, mittels Gentechnik ein methioninreiches Protein der Paranuß in Sojabohnen zu exprimieren, um den Nährwert der Sojabohne durch Korrektur der Aminosäurezusammensetzung zu verbessern (NORDLEE et al., 1996). Der Ansatz, ein methioninreiches Protein der Paranuß, das 18 % Methionin und 8 % Cystein enthält, mittels Gentechnik in den Samen der Sojabohne einzulagern, ist ernährungsphysiologisch sinnvoll (ALTENBACH et al., 1987). Das Projekt wurde deshalb auch über längere Zeit verfolgt. Aus der Paranuß wurde das Gen für das methioninreiche Protein isoliert und erfolgreich im Samen von Tabak, Ölraps und der Sojabohne exprimiert (ALTENBACH et al., 1992, 1989). Das Ziel war schon fast erreicht, als man feststellte, daß gerade dieses Protein eine hohe allergene Potenz besitzt und deshalb für Nahrungs- und Futtermittel nicht geeignet ist (NORDLEE et al., 1996). Der geschilderte Ansatz zur Entwicklung einer transgenen Sojabohne mit gesteigertem (ausgewogenem) Nährwert wurde daraufhin eingestellt.

785. Mit Hilfe der Gentechnik lassen sich jedoch auch allergenarme Nahrungsmittel erzeugen. Nachgewiesen hat dies eine japanische Arbeitsgruppe, die sich mit allergenen Reisinhaltsstoffen auseinandersetzte (TADA et al., 1994). In Japan sind 20 % aller Lebensmittelallergien auf Reisinhaltsstoffe zurückzuführen. Die Arbeitsgruppe verwendete Antikörper betroffener Patienten und identifizierte allergene Reisproteine, die den Albuminen zugerechnet wurden. Nach Isolierung der zugehörigen Gene und Einführung von sogenannten Antisense-Konstrukten in transgene Reispflanzen konnten solche mit reduzierter Allergenität ausgewählt werden (MATSUDA et al., 1996). Dieses Vorgehen zeigt exemplarisch, wie in Zukunft mittels Gentechnik allergenarme Lebensmittel erzeugt werden können.

Tabelle 3.2-9

Relative Protein- und Allergen-Stabilität im Verdauungsmodell

Protein	Gesamtprotein (%)	Allergenität[a]) (%)	Stabilität[b])
Ei-Allergene[e])			
Ovalbumin	54	100	60 min
Milch-Allergene[d])			
β-Lactoglobulin	9	72	60 min
Casein	80	56	15 min
BSA	1	45	15 min
α-Lactalbumin	4	14	2 min
Sojabohnen-Allergene[e])			
β-Conglycinin (β-Untereinheit)	18,5	75	60 min
Kunitz Trypsin Inhibitor	2–4	25	60 min
β-Conglycinin (α-Untereinheit)	18,5	20	60 min
Sojalecitin	1–2	10	15 min
Glycinin	51	5	15 min
Gly m Bd 30K	2–3	65	8 min
Eingeführte Proteine[c])			
B.t.t.	< 0,01	0	0
B.t.k. HD-73	< 0,01	0	30 sek
B.t.k. HD-1	< 0,01	0	30 sek
CP4 EPSPS	< 0,1	0	0
GOX	< 0,01	0	0
ACCd	0,4	0	0
GUS	0,01	0	0
NPTII	< 0,01	0	0
PAT	nd[f])	0	0

[a]) Prozentsatz allergisch reagierender Individuen mit IgE für das entsprechende Protein
[b]) Zeitspanne, in der das Protein noch nachgewiesen werden kann
[c]) LANGELAND, Allergy 37, 521–530 (1982)
[d]) SAVILAHTI, KUITUNEN, J. Pediatr. 121, 12–20 (1992)
[e]) SHIBASAKI et al., Intl. Arch. Allergy Appl. Immunol. 61, 441–448 (1980)
[f]) nicht nachweisbar

Quelle: FUCHS und ASTWOOD, 1996

786. Um das Allergiepotential von transgenen Nutzpflanzen abschätzen zu können, ist es erforderlich, einige Eigenschaften von identifizierten allergenen Nahrungsmittelproteinen zu analysieren (FUCHS und ASTWOOD, 1996). In Tabelle 3.2-9 sind die bekanntesten allergenen Proteine aus dem Ei, der Milch und der Sojabohne aufgelistet. Es zeigt sich, daß diese Proteine alle in relativ hohen Konzentrationen vorkommen und außerdem eine Magensaftresistenz von bis zu einer Stunde aufweisen. Vergleicht man hiermit nun Fremdproteine aus transgenen Nutzpflanzen, so erkennt man, daß diese in ihren Eigenschaften weit von typischen allergenen Proteinen entfernt liegen. Tabelle 3.2-9 zeigt außerdem alle wesentlichen Fremdproteine, die zur Zeit in landwirtschaftlich genutzten Pflanzen Verwendung finden. Neben dem *Bacillus thuringiensis*-Toxin (B.t.) für eine Insektenresistenz sind sowohl die Resistenzproteine für die nichtselektiven Herbizide Glyphosat (CP4EPSPS, GOX) und Glufosinat (PAT) als auch die

Kanamycinphosphotransferase (NPTII) und die Glucoronidase (GUS) aufgeführt. Diese Proteine kommen in transgenen Pflanzen alle in extrem niedriger Konzentration vor und zeigen im Magen-Darm-Modell eine sehr geringe Stabilität. Die Wahrscheinlichkeit, daß diese Fremdproteine als Nahrungsmittelallergene Probleme verursachen könnten, ist also denkbar gering. Von Interesse ist auch ein immunologischer Test, der die Allergenität der aufgeführten Proteine mißt. Dazu werden Seren von Lebensmittelallergikern genutzt und gegen andere gereinigte, allergene Proteine getestet. Es stellt sich heraus, daß diese Antikörperfraktionen zu einem bestimmten Prozentsatz auch mit den anderen allergenen Proteinen reagieren. Die gleichen Antikörperfraktionen zeigen – wie zu erwarten – mit den Fremdproteinen aus transgenen Pflanzen keine Reaktionen.

787. Zusammenfassend ist festzustellen, daß ein Allergieproblem bei Nahrungsmitteln aus gentechnischer Produktion zwar vorhanden sein kann; eine allgemein höhere Allergenität von trangsgenen Pflanzen läßt sich aber nicht herleiten (vgl. FUCHS, 1996; METCALFE et al., 1996). Der gesamte Bereich von Lebensmittelallergien und Intoleranzen wird durch die Publikation eines Symposiums abgedeckt, das die Deutsche Forschungsgemeinschaft 1996 veranstaltet hat. Weitere Einzelheiten über die Abschätzung des allergenen Potentials von Nahrungsmitteln, die transgenen Nutzpflanzen entstammen, können METCALFE et al. (1996) entnommen werden.

788. Es existieren Verfahren, mit denen eine Prüfung auf Allergenität von transgenen Lebensmittelkomponenten durchgeführt werden kann. Diese werden jedoch – was den sicheren Ausschluß allergener Risiken betrifft – für ergänzungsbedürftig gehalten (bgvv-Pressedienst 28/97 vom 20. November 1997). Der Umweltrat weist in diesem Zusammenhang auch auf die Empfehlungen der Deutschen Gesellschaft für Allergie- und Immunitätsforschung (DGAI, 1997) hin.

789. Eine Vielzahl von Pflanzenpollen kann Allergien auslösen. Auslöser dieser Allergien sind spezielle Proteine in den Pollenkörnern. Bislang ist nicht geklärt, inwieweit durch konventionelle Pflanzenzüchtung erzeugte (Pollen-)Veränderungen oder gentechnische Übertragung von DNA-Sequenzen eine Veränderung des allergenen Potentials von Pollen hervorrufen. Es gibt zumindest eine Veröffentlichung über eine tatsächlich erzeugte Veränderung der Pollenoberfläche (Verlust von Ornamentierungen) durch die gentechnisch erzeugte Pollensterilität in *Lactuca sativa* (CURTIS et al., 1996).

790. Sicherheitsvorkehrungen zur Minimierung des Risikos durch allergene und toxische Substanzen, die für die Vermarktung von Produkten aus transgener Züchtung gelten, müßten prinzipiell auch bei landwirtschaftlichen Produkten aus konventioneller Züchtung Anwendung finden, da sich die vorhandenen stoffbezogenen Risiken aus streng naturwissenschaftlicher Sicht kaum unterscheiden lassen (vgl. Abschn. 3.2.7.3).

3.2.5.1.2 Ausbreitung von Antibiotikaresistenzgenen

791. Auch die Verwendung von Antibiotikaresistenzgenen als Markergene bei der Konstruktion von transgenen Pflanzen könnte mit gesundheitlichen Risiken verbunden sein. Es wird befürchtet, daß diese Resistenzgene aus der transgenen Pflanze „ausbrechen" und über horizontalen Gentransfer auf Bakterien übergehen und die Resistenzeigenschaften insbesondere von pathogenen Keimen verstärken. Dies würde sich vor allem dann nachteilig bemerkbar machen, wenn hierdurch Antibiotika, die in der Human- oder in der Tiermedizin verwendet werden, durch Resistenzentwicklung der pathogenen Keime ihre Wirkung verlieren. Dieses Problem betrifft insbesondere Lebens- und Futtermittel, wenngleich es durchaus denkbar ist, daß sich auch Resistenzgene aus Pflanzen und Mikroorganismen, die zu anderen Zwecken verwendet werden, ähnlich auswirken können.

792. Bei der Konstruktion transgener Pflanzen haben bislang vor allem Resistenzgene gegen die Antibiotika Kanamycin und Hygromycin sowie gegen Ampicillin Verwendung gefunden. Kanamycin spielt mengenmäßig zwar nur eine geringe Rolle, wird aber beispielsweise in der Augenheilkunde bei schwersten Infektionen mit gram-negativen Bakterien eingesetzt, für die es kaum Ausweichpräparate gibt. Das Ampicillinresistenzgen bewirkt neben der Resistenz gegen Ampicillin auch eine Resistenz gegen andere Penicillinderivate.

793. Diesen grundsätzlichen Überlegungen zur Resistenz steht entgegen, daß bis heute kein Nachweis geführt werden konnte, daß ein Transfer eines Antibiotikaresistenzgens von einer Pflanze auf Bakterien unter natürlichen Bedingungen, zum Beispiel im Magen-Darm-Trakt von Tieren oder Menschen oder beim Streuabbau, erfolgt (SCHLÜTER und POTRYKUS, 1996). Daraus läßt sich ableiten, daß ein solcher Transfer – wenn überhaupt – nur mit äußerst geringer Wahrscheinlichkeit oder unter sehr speziellen Randbedingungen stattfinden kann. Möglicherweise existiert jedoch zur Zeit auch kein geeignetes Verfahren, einen solchen Transfer nachzuweisen (z. B. geeignete Magen-Darm-Modelle). Da Antibiotikaresistenzgene aber andererseits mit hoher Frequenz natürlicherweise in Bakterienpopulationen vorhanden sind und von dort verbreitet werden (z. B. horizontaler plasmidischer Gentransfer gram-negativer Bakterien in Kläranlagen), können durch transgene Pflanzen die Resistenzeigenschaften von Bakterien wohl nicht signifikant über die natürliche Rate hinaus erhöht werden (Vortrag Prof. Pühler am 6. November 1997 in Erfurt).

794. Bei der Konstruktion von gentechnisch veränderten Bakterien lassen sich die verwendeten Antibiotikaresistenzgene meist wieder leicht entfernen, so daß stets antibiotikaresistenzgenfreie Stämme für Freisetzung und Inverkehrbringen zur Verfügung stehen. Dies sollte auch das Ziel für transgene Pflanzen sein. Der Umweltrat ist der Ansicht, daß zukünftig auf jegliche Art von Markergenen mit Antibiotikaresistenzeigenschaften spätestens dann, wenn transgene Pflanzen oder Mikroorganismen in Ver-

kehr gebracht werden, verzichtet werden muß, um keine zusätzlichen Risiken aufkommen zu lassen (vgl. Stellungnahme der ZKBS zum Ampicillinresistenz-Gen in gentechnisch verändertem Mais vom 1. Juli 1997). Hierfür erforderlicher Zeitaufwand und Züchtungsschritte müssen in Kauf genommen werden (vgl. auch Tz. 843, 861).

795. Vor diesem Hintergrund ist nicht zu verstehen, warum ein kürzlich zugelassener transgener Mais noch ein bakterielles Ampicillinresistenzgen beinhaltet. Dieses Ampicillinresistenzgen ist ein Relikt der ursprünglichen gentechnischen Arbeiten mit dem Bakterium *Escherichia coli* und spielte schon bei der Erzeugung der transgenen Maispflanze keine Rolle mehr. Daß der transgene Mais mit dem Ampicillinresistenzgen schließlich doch eine Genehmigung für das Inverkehrbringen erhielt, basiert darauf, daß die Entscheidungsgremien der Europäischen Union der Auffassung waren, daß dieser transgene Mais gesundheitlich unbedenklich ist. Die Öffentlichkeit reagiert auf diese Sachlage mit Unverständnis, denn es ist schwer zu erklären, daß ein Ampicillinresistenzgen in einer Pflanze kein Risiko für den Menschen darstellt, während das gleiche Gen in einem infektiösen Keim eine Antibiotikatherapie mit Penicillinderivaten unwirksam werden läßt.

Auch aus Akzeptanzgründen fordert der Umweltrat deshalb den Verzicht auf alle unnützen Markergene beim Inverkehrbringen.

3.2.5.2 Ökologische und evolutionäre Folgen beim Einsatz transgener Organismen im Freiland

796. Aus den Freisetzungs- und Inverkehrbringungsanträgen in Deutschland und Europa ist zu ersehen, daß transgene Pflanzen gegenüber Mikroorganismen eindeutig dominieren (Abschn. 3.2.3). Die möglichen ökologischen und evolutionären Folgen beziehen sich deshalb vorzugsweise auf den Einsatz transgener Pflanzen in der Landwirtschaft. Die folgende Darstellung bezieht sich vielfach auf ein Technikfolgenabschätzungsprojekt zu transgenen, herbizidresistenten Kulturpflanzen, das von 1991 bis 1993 am Wissenschaftszentrum Berlin durchgeführt wurde (van den DAELE et al., 1996).

3.2.5.2.1 Etablierung transgener Organismen und Auskreuzung von Fremdgenen

797. Die Bedenken gegen das Ausbringen von transgenen Organismen in die Umwelt resultieren vor allem aus deren Nichtrückholbarkeit und befürchteter unkontrollierbarer Ausbreitung der Organismen oder ihrer transgenen Eigenschaften. Dies gilt bei Freilandversuchen mit gentechnisch veränderten Mikroorganismen; auch beim Anbau von transgenen Pflanzen muß meist von einer Nichtrückholbarkeit der transgenen Pflanzen oder der eingebrachten Fremdgene ausgegangen werden. Diese Nichtrückholbarkeit bedingt, daß bei Freisetzungsexperimenten grundsätzlich mit größter Vorsicht vorgegangen werden muß und nur unbedenkliches Material in die Umwelt entlassen werden darf. Diese große Vorsicht erklärt, warum jeder freizusetzende, gentechnisch veränderte Organismus als Einzelfall zu behandeln ist und warum jedes Freisetzungsverfahren schrittweise durchgeführt werden soll. Diese „case by case"- und „step by step"-Philosophie hat sich in der Vergangenheit bewährt. Zumindest sind bis heute keine unerwarteten und nachteiligen Ereignisse bei der Freisetzung von transgenen Organismen beobachtet worden.

798. Nichtrückholbarkeit ist damit mit dem Risiko verbunden, daß freigesetzte, transgene Organismen langfristig in der Umwelt überleben und sich schließlich etablieren können. Eine solche Einbürgerung ist aus ökologischer Sicht als neutral zu betrachten. Ob das ökologische Gesamtsystem dadurch positiv oder negativ beeinflußt wird, ist oft nicht einfach zu entscheiden. Allgemein spricht man von negativen Effekten, wenn sich ein eingebürgerter Organismus als Unkraut oder Schädling herausstellt oder natürliche Lebensgemeinschaften durch konkurrenzstarke Neuankömmlinge verändert werden.

Zur Abschätzung der ökologischen Folgen beim Anbau transgener Pflanzen muß das Verwilderungspotential der Ausgangspflanze genauso betrachtet werden wie der Zugewinn an Durchsetzungsvermögen nach Einführung des Fremdgens.

799. Das Verwilderungspotential jeder landwirtschaftlich genutzten Pflanze hängt davon ab, wie weit sie sich durch züchterische Bearbeitung von ihrer ursprünglichen Wildform entfernt hat und ob sie unter den jeweiligen klimatischen Verhältnissen überlebensfähig ist. Dies ist von Nutzpflanze zu Nutzpflanze und Anbaugebiet zu Anbaugebiet unterschiedlich und muß deshalb jeweils im Einzelfall beurteilt werden. Für Europa kann man sich zur Zeit auf die für den landwirtschaftlichen Anbau freigegebenen transgenen Nutzpflanzen Tabak, Mais, Raps, Radicchio und Sojabohne beschränken, mit denen man bereits jahrzehntelange Erfahrung im konventionellen Anbau hat. Bei Tabak, Mais und Sojabohne handelt es sich um eingeführte Pflanzen ohne einheimische Verwandte. Das Verwilderungspotential ist aufgrund der Nichtanpassung an das mitteleuropäische Klima als gering anzusehen. Bei Raps handelt es sich um eine Pflanze mit einem zusammengesetzten Genom von Kohl und Rübsen (*Brassica oleracea* und *Brassica rapa*, synonym *Brassica campestris*). Es gibt in Mitteleuropa nahe verwandte Wildpflanzenarten. Da der Samen winterhart ist und die Pflanze eine sehr dauerhafte Samenbank im Boden aufbaut, kann sich Raps außerhalb der Anbaufläche verbreiten und überleben. Eine dauerhafte Einbürgerung wurde aber bislang nicht beobachtet. Radicchio hingegen hat in Mitteleuropa eine verwandte Wildpflanzenart. Der kultivierten Form wird aber nur ein geringes Potential an Verwilderung zugesprochen (vgl. Abschn. 3.2.6).

800. Die Beurteilung einer möglichen Steigerung des Durchsetzungsvermögens beziehungsweise der Fitneß nach Einführung von Fremdgenen, zum Beispiel für Herbizidtoleranz, Schadinsektenresistenz oder männliche Sterilität, ist sehr viel schwieriger. Bei transgenen Pflanzen mit männlicher Sterilität ist

das Reproduktionsvermögen reduziert; durch Herabsetzung der generativen Vermehrung wird ein Absenken des Verwilderungspotentials von männlich sterilen Pflanzen bewirkt.

Das zusätzliche Vorhandensein eines Herbizidresistenzgens ist dann von Vorteil, wenn sich eine solche transgene Pflanze auf einer Anbaufläche befindet, die mit dem entsprechenden Herbizid behandelt wird. Außerhalb der Anbaufläche, also ohne Herbizideinwirkung, kann man dieser Pflanze kaum eine gesteigerte Fitneß zusprechen (CRAWLEY et al., 1993). Die herbizidresistente Pflanze besitzt damit zunächst kein zusätzliches Potential, um sich in der Umwelt zu etablieren; eine Ausnahme bilden andere mit diesem Herbizid behandelte Flächen. Die erworbene Herbizidresistenz führt immer auch zu weiteren tiefgreifenden Veränderungen des Pflanzenstoffwechsels, die über das Herbizidtolerierungs- oder -abbauvermögen hinausgehen und die Fitneß erheblich verändern können. Diese sekundären Veränderungen des Stoffwechsels können entweder zur Verminderung der Fitneß oder, in seltenen Fällen, auch zu einer Steigerung führen, zum Beispiel durch bessere Anpassung an Umweltschadstoffe. Welche Stoffwechselwege, Stoffwechselzwischenprodukte oder Induktionsvorgänge bei Enzymen betroffen sind, hängt vom jeweiligen Einzelfall ab (Zusammenstellung bei BÖGER, 1994).

801. Daß nicht in allen Fällen so eindeutige Aussagen getroffen werden können, zeigt auch die Schadinsektenresistenz auf Basis des *Bacillus thuringiensis*-Toxingens. Aufgrund der Schadinsektenresistenz kann die Fitneß der transgenen Pflanze gesteigert sein, da der Fraßbefall entfällt. Eine solche transgene Pflanze könnte also eine gesteigerte Samenproduktion und ein gesteigertes Durchsetzungsvermögen zeigen. Wird andererseits diese Schadinsektenresistenz jedoch bei Pflanzen eingeführt, die selbst zum Beispiel aus klimatischen Gründen nicht dauerhaft überlebensfähig sind, sind auch keine ökologischen Folgen zu erwarten.

802. Aber auch indirekte Wirkungen von Toxingenen und von Pflanzenschutzmaßnahmen im allgemeinen müssen bedacht werden. Toxingene von Bacillus thuringiensis (B. t.) scheinen für Nutzinsekten weniger problematisch zu sein. Allerdings ist bei einem flächendeckenden Einsatz von Nutzpflanzen mit B.t.-rekombinanten Toxinen zu befürchten, daß es zu unerwünschten Resistenzen bei Schaderregern kommt, die eine konventionelle Bekämpfung mit Bacillus thuringiensis-Präparaten, zum Beispiel im ökologischen Landbau, wirkungslos machen. Untersuchungen von TAPP und STOTZKY (1995) konnten demonstrieren, daß sich B.t.-Toxine über längere Zeit im Boden halten können.

Das vergleichsweise größte Problem der transgenen Pflanzen wird von der landwirtschaftlichen Praxis darin gesehen, daß andere (indirekt) durch die herkömmlichen Insektizide reduzierte Schädlinge aufgrund ihrer Unempfindlichkeit gegenüber B.t.-Toxin zunehmen könnten. Aufgrund dieser Befürchtung findet ein besonderes Monitoring der „transgenen" Baumwollfelder auf das Auftreten solcher Schädlinge statt. Eine weitere Gefahr wird in dem Auftreten einer verstärkten Resistenzentwicklung bei den Schädlingen gesehen. Zur Vermeidung solcher Entwicklungen werden inzwischen mit gezielten Anbaustrategien Anstrengungen zur Verhinderung von Resistenzentwicklungen unternommen (BAUER, 1995; KENNEDY und WHALON, 1995; SANCHIS et al., 1995).

803. Neben der Etablierung transgener Organismen in der Umwelt spielt das Auskreuzen der Fremdgene auf verwandte, in der Umwelt vorhandene Arten eine bedeutende Rolle, denn auf diese Weise können Fremdgene in Wildpflanzen mit nachgewiesenem Durchsetzungsvermögen und einem festen Platz in natürlichen Lebensgemeinschaften gelangen. Wenn ein Genfluß stattfindet, muß erneut geprüft werden, welche ökologischen Folgen eine solche Auskreuzung nach sich zieht. Es stellt sich also die Frage, ob es zu den in Europa landwirtschaftlich genutzten, transgenen Pflanzen Tabak, Mais, Raps, Radicchio und Sojabohne verwandte Arten gibt, die für eine solche Auskreuzung in Frage kommen. Dies ist bei Raps der Fall, da diese Pflanze aus einer Kreuzung von Kohl mit Rübsen hervorgegangen ist. Es überrascht daher nicht, daß es dänischen Wissenschaftlern vor kurzem gelang, das Glufosinat-Resistenzgen aus transgenem Raps auf Rübsen zu übertragen. Die dabei erzeugten hybriden Nachkommen sind vermehrungsfähig (MIKKELSEN et al., 1996). In diesem Fall ist also eine erfolgreiche Auskreuzung eines Gens auf eine Wildpflanze nachgewiesen.

Da das Herbizidresistenzgen für die hybriden Nachkommen außerhalb von herbizidbehandelten Ackerflächen zunächst keine Steigerung der Fitneß bedeuten kann, sind auf den ersten Blick auch keine ökologischen Folgen zu erwarten. Die Glufosinat-resistenten Hybriden könnten sich höchstens zum Ackerunkraut entwickeln, welches mit dem Herbizid Glufosinat nicht mehr kontrolliert werden kann. Darüber hinaus auftretende sekundäre Veränderungen des Pflanzenstoffwechsels (Tz. 800) bedürfen jedoch einer differenzierten Betrachtung.

804. Die aufgeführten Überlegungen zur Etablierung transgener Organismen und zur Auskreuzung von Fremdgenen lassen den Schluß zu, daß die bis heute in der Landwirtschaft Mitteleuropas eingesetzten herbizidresistenten Pflanzen weder nennenswerte wirtschaftliche Vorteile, noch erhebliche ökologische Veränderungen erwarten lassen (van den DAELE et al., 1996). Entweder sind sie auf Dauer nicht überlebensfähig, oder es stehen keine Wildarten als Kreuzungspartner zur Verfügung. Die wenigen Beispiele (Tz. 799, 819, 822), in denen es zu hybriden Nachkommen durch Kreuzung mit Wildarten kommen kann, bedürfen – auch wenn sie selbst zunächst ebenfalls als ökologisch wenig bedenklich eingestuft werden –, einer intensiven Beobachtung, die über die gesetzlich vorgeschriebene Versuchsbeobachtung hinausgehen muß. Der Zustand der relativen Unbedenklichkeit könnte sich nämlich schon bald ändern, wenn in Zukunft Fremdgene eingesetzt werden sollten, die mehr umweltrelevante Eigenschaften aufweisen. Hierbei könnte es sich um Genkonstrukte aus einem oder mehreren Genen handeln, die einer Pflanze ein Überleben unter extremen

Umweltbedingungen wie Hitze, Kälte, Trockenheit, Nährstoffmangel oder Salzstreß ermöglichen. Solche transgenen Pflanzen oder die ihnen vermittelten Eigenschaften werden sich erfolgreich einbürgern und ausbreiten.

3.2.5.2.2 Durchmischung von Erbinformation, Entstehung neuer Krankheitserreger, Störung von Kontextbezügen und horizontaler Gentransfer

805. Die beim Ausbringen von transgenen Organismen in die Umwelt entstehenden evolutionären Folgen grenzen sich von ökologischen Folgen im wesentlichen dadurch ab, daß sie langfristiger gesehen werden müssen und daher als nicht vorhersagbar gelten. Als evolutionäre Folge wird die Möglichkeit der Durchmischung der Erbinformation über Artgrenzen hinweg genannt. Mit Hilfe der Gentechnik lassen sich Gene aus beliebigen Organismen in einen Zielorganismus einbringen, zum Beispiel Bakterien- oder Virusgene in Pflanzen. Dadurch kommt es zu einer künstlichen Durchmischung der Erbinformation, die die Natur im Laufe der Evolution durch Schaffung von Kreuzungsbarrieren verhindert hat. Dagegen steht die Argumentation, daß die Natur selbst im Laufe der Evolution ähnliche Wege beschritten hat, um die genetische Ausstattung von Organismen durch Addition von Fremdgenen zu optimieren. Eine solche Durchmischung von Erbinformation unter natürlichen Bedingungen wird als horizontaler Gentransfer bezeichnet. Zumindest bei Mikroorganismen ist dieser horizontale Gentransfer nachgewiesen und gut untersucht (LORENZ und WACKERNAGEL, 1996). Von besonderer Bedeutung sind hierbei transferierbare Resistenzplasmide mit weitem Wirtsbereich. Solche Resistenzplasmide lassen sich praktisch auf alle gram-negativen Bakterien übertragen (MAZODIER und DARIES, 1991). Sie sind auch in der Lage, über Konjugation in gram-positive Bakterien oder niedere Eukaryonten zu gelangen (GORMLEY und DAVIES, 1991). Das Paradebeispiel für horizontalen Gentransfer ist aber der Transfer der Tumor-DNA von dem Bodenbakterium *Agrobacterium tumefaciens* auf dikotyledone Pflanzen. Dieser Transfer löst die Induktion von Pflanzentumoren aus. In der Pflanzenmolekularbiologie wird dieser Transfer für die Einführung von Fremd-DNA in das pflanzliche Genom genutzt (BEVAN und GOLDSBROUGH, 1988).

806. Bei den Beispielen für natürlicherweise vorkommenden horizontalen Gentransfer muß an erster Stelle der Transfer von Antibiotikaresistenzgenen bei Bakterien genannt werden. Antibiotikaresistenzgene stellen in der Humanmedizin eine ernsthafte Gefahr bei der Bekämpfung von infektiösen Keimen dar. Diese Resistenzgene entstammen in der Regel den gleichen Mikroorganismen, die auch das entsprechende Antibiotikum produzieren. Über horizontalen Gentransfer können solche Antibiotikaresistenzgene dann innerhalb des Bakterienreiches verteilt werden. Sie landen schließlich auch in infektiösen Keimen, die sich dann der entsprechenden Antibiotikabehandlung entziehen. Der allgemein verbreitete und vielfach unsachgemäße Einsatz von Antibiotika in Human- und Tiermedizin ist für das zunehmende Auftreten von Antibiotikaresistenzen bei pathogenen Keimen verantwortlich, da hierdurch die Entstehung und Selektion resistenter Keime gefördert wird (vgl. Abschn. 3.2.5.1.2).

807. Der mögliche horizontale Gentransfer, das heißt das „Ausbrechen eines Fremdgens", wird vielfach als Problem gentechnisch veränderter Organismen gesehen. Obwohl prinzipiell davon ausgegangen werden kann, daß Fremdgene aus Pflanzenmaterial von Mikroorganismen über Transformation aufgenommen und unter Umständen ins bakterielle Genom eingebaut werden, ist der experimentelle Beweis für diesen Vorgang bis heute noch nicht geliefert (SCHLÜTER und POTRYKUS, 1996). SCHLÜTER et al. (1995) versuchen eine quantitative Abschätzung der Wahrscheinlichkeit eines Gentransfers von der Kartoffel zu einem pflanzenpathogenen Bakterium. In der Sicherheitsdiskussion wird unter Experten momentan die Meinung vertreten, daß ein solcher horizontaler Gentransfer zwar nicht auszuschließen sei, aber die Wahrscheinlichkeit dafür so gering ist, daß umgekehrt der (natürliche) Gentransfer zwischen Mikroorganismen – ohne den Umweg transgene Pflanze – viel rascher vonstatten gehen kann und insofern bei gentechnischen Eingriffen an Pflanzen keine neue Risikoqualität erreicht wird.

808. Trotz dieser Argumente sollten Forschungsinstitutionen und Betreiber jedoch alle Maßnahmen ergreifen, um einen horizontalen Gentransfer zu minimieren. Dies ist besonders bei Freilandexperimenten mit gentechnisch veränderten Mikroorganismen angezeigt. Eingeführte Fremdgene sollten deshalb nicht auf Plasmiden gehalten werden, die erfahrungsgemäß besonders leicht über Konjugation in weit entfernte Spezies transferiert werden können. Es existieren bereits ausgearbeitete Methoden, die eine Integration des Fremdgens in das bakterielle Chromosom erlauben. Ein solches Vorgehen konnte anhand des Bodenbakteriums *Rhizobium meliloti* gezeigt werden, das für Freilandexperimente mit dem Luziferasegen des Glühwürmchens ausgerüstet wurde. Die Verankerung des Luziferasegens im Chromosom erfolgte über Rekombination. Die Häufigkeit eines horizontalen Gentransfers ist aufgrund der stabilen Verankerung des Fremdgens stark reduziert und insgesamt nicht häufiger als für alle anderen chromosomalen *R. meliloti*-Gene auch (PÜHLER, 1998; KELLER et al., 1994).

809. Bei der Entwicklung von gentechnisch erzeugten Virusresistenzen werden inzwischen eine Reihe von Risikofaktoren für unerwünschte Konsequenzen diskutiert (BALACS und TEPFER, 1997). Dazu gehören das Entstehen neuer Krankheitserreger durch virale Rekombination, die Erweiterung des Wirtsspektrums eines Virus durch Fremdverpackung (heterologe Enkapsidierung) und die Entwicklung viraler Synergismen durch Symptomverstärkung bei Wechselwirkung zwischen zwei Viren bei gleichzeitiger Infektion. Die biologische Sicherheitsforschung auf diesem Gebiet steht noch am Anfang.

810. Unter evolutionären Gesichtspunkten wird als Problem der gentechnischen Veränderung auch oft die Störung von Kontextbezügen angegeben. Hier-

bei handelt es sich um die direkte oder indirekte Beeinflussung der Erbinformation am oder in der Umgebung des Insertionsortes der Fremd-DNA. Unter direkter Beeinflussung muß man dabei das Auslösen von Mutationen sehen, während man unter indirekter Beeinflussung die veränderte Ausprägung von Genen, und damit Merkmalen, in der Umgebung des Insertionsorts der Fremd-DNA versteht. Durch eine Reihe von Veröffentlichungen wird bestätigt, daß durch die gentechnische Übertragung von Erbinformation solche Effekte ausgelöst werden, die über die eigentliche Funktion der rekombinanten DNA hinausgehen (GUIVARCH'H et al., 1996; RONEMUS et al., 1996; OLESINKI et al., 1995). Die Integration des neuen DNA-Konstrukts geschieht rein zufällig an irgendeiner Stelle des Empfänger-Genoms. Häufig wird das Konstrukt sogar mehrfach an verschiedenen Stellen des Genoms integriert. Der Integrationsort und die Anzahl der neu eingebauten Gene können große Auswirkungen auf die Höhe der Genexpression haben (PAUK et al., 1995). Der Ausfall einer zuvor vorhandenen Merkmalsexpression kann mit der zufällig ungünstigen Einbaustellung im Genom zusammenhängen. Es kann aber auch zu einer Überexprimierung kommen. Diese Positionseffekte werden durch die Veränderung regulatorischer und funktioneller Zusammenhänge im Genom hervorgerufen, die durch den zufälligen Insertionsort neuer DNA bei der Gentechnik entsteht (van den DAELE et al., 1996). Außerdem können durch die Einfügung des Konstruktes an irgendeiner Stelle im Genom auch noch andere, scheinbar unbeteiligte Gene in ihrer Expression beeinflußt werden, da sich ein und dasselbe Gen in mehreren Merkmalen manifestieren kann (Pleiotropie).

811. Bei Kontextstörung handelt es sich nicht um einen gentechnikspezifischen Vorgang, denn Störungen von Kontextbezügen sind auch natürlicherweise bei Pro- und Eukaryonten die Regel und kommen im Vergleich zu Störungen von Kontextbezügen durch gentechnische Veränderungen wesentlich häufiger vor. Sie sind ein natürlicher Vorgang im Evolutionsgeschehen. Als wichtigstes Beispiel können hier pflanzliche Transposonen (springende Gene) genannt werden, die ihren Ort beliebig in einem Pflanzengenom ändern und dabei Anlaß zu Kontextstörungen geben (Veränderungen der Körnerfarbe bei Mais). Diese Effekte sind seit längerem auch aus der klassischen Züchtung bekannt (TORGERSEN, 1996; SCHULZ-SCHÄFFER et al., 1995) und beschränken sich nicht nur auf Pflanzen, sondern treten auch bei Tieren auf (DERNBURG et al., 1996).

812. Betrachtet man die evolutionären Folgen der Gentechnik, so scheinen Störungen von Kontextbezügen und horizontaler Gentransfer von Fremdgenen zwar möglich, jedoch in ihren Auswirkungen eher von geringer Bedeutung zu sein. Die Durchmischung der Erbinformation ist ein Vorgang, den die Natur seit jeher als treibende Kraft der Evolution benutzt hat. Trotzdem weist der Umweltrat darauf hin, daß die gezielte Konstruktion eines gentechnisch veränderten Organismus im Labor, insbesondere über Artschranken hinweg, einen Vorgang darstellt, der im natürlichen Geschehen niemals oder nur sehr viel langsamer abgelaufen wäre. Die Auswirkungen dieses Eingriffs in das evolutionäre Geschehen können – vor allem auf lange Sicht – naturwissenschaftlich nicht eindeutig beurteilt werden.

3.2.6 Basisdaten zum ökologischen Verhalten von Nutzpflanzen und deren transgenen Varianten sowie theoretische Risikobewertung

813. Das Verhalten transgener Pflanzen im Freiland ist dem Verhalten ihrer Ausgangspflanzen vergleichbar, läßt man zunächst eventuelle Fitneßveränderungen außer acht. Bei Kulturpflanzen ist von Interesse, ob eine Verwilderung durch genetischen Rückschlag oder durch Hybridisierung mit nah verwandten Wildpflanzen möglich ist (SUKOPP und SUKOPP, 1994). Informationen über das Verhalten von Kulturpflanzen liegen in Form von Literaturstudien und durch Herbarauswertungen vor. Literaturstudien helfen bei der generellen Beschreibung, während Herbarauswertungen Auskunft darüber geben, ob Hybriden in der Natur gefunden wurden. Die umfangreichsten Arbeiten hierzu stammen aus den Niederlanden (FRIETEMA de VRIES, 1996; de VRIES et al., 1992). Die Autoren beschreiben insgesamt 37 Arten sowie sechs Artengruppen von Kulturpflanzen. In diesen Arbeiten wird ein Code vorgeschlagen, der verschiedene ökologische Parameter im Zusammenhang mit der Verwilderung und Ausbreitung von Pflanzen erfaßt. AMMANN et al. (1996) haben dieses Schema für die Schweiz unter Berücksichtigung der ökologischen Parameter Hybridisierung/Pollenausbreitung, Diasporenausbreitung und Verbreitungshäufigkeit weiterentwickelt (Tab. 3.2-10) und regionsspezifische Ausbreitungsindizes vorgeschlagen (Tab. 3.2-11). In der Zwischenzeit liegen auch aus anderen Ländern (Dänemark, Großbritannien, Deutschland, Österreich, USA) Basisdaten für Nutzpflanzen vor (Zusammenstellung bei PÜHLER, 1998).

Eine Übertragung auf andere Regionen, zum Beispiel auf das Gebiet der Bundesrepublik Deutschland, darf nicht schematisch erfolgen, sondern muß die geographischen Standortgegegebenheiten (zum Beispiel klimatische Unterschiede, Meeresnähe) berücksichtigen.

814. Diese Arbeiten stellen ein wichtiges Hilfsmittel dar, um das Risiko einer Verwilderung oder Auskreuzung transgener Pflanzen bereits theoretisch vorab bewerten zu können. In Tabelle 3.2-11 wird durch Kombination verschiedener ökologischer Parameter eine Einordnung in insgesamt fünf Risikokategorien vorgeschlagen, von einem hohen Risiko bis hin zum fehlenden Risiko.

Nach der ökologischen Analyse sind demnach für die Nutzpflanzen Zuckerrübe, Kartoffel, Tomate, Weizen, Gerste, Mais, Rotklee und Weißklee in der Schweiz keine ökologischen Risiken zu erwarten, was nach heutigem Wissensstand auch auf transgene Varianten übertragen werden kann. Eine Pflanze mit höherem ökologischem Risiko, von der gleichzeitig auch transgene Varianten vorliegen, ist der Ölraps (*Brassica napus*). Diese Einstufung resultiert vor

Tabelle 3.2-10

Code-Tabelle zur Erfassung ökologischer Parameter von Pflanzen

Dp:	Hybridisierungs- und Pollenausbreitungsindex
Dp0:	keine verwandten Wildarten vorhanden
Dp1:	keine kompatiblen verwandten Wildarten vorhanden
Dp2:	keine Berichte über spontane Hybriden vorhanden
Dp3:	Auftreten zufälliger, natürlicher Hybride, keine Rückkreuzungen beobachtet
Dp4:	natürliche Hybridisierung, Hybride sind fertil und zeigen Rückkreuzungen
Dp5:	natürliche Hybridisierung häufig, Hybride sind fertil und zeigen häufig Rückkreuzungen
Dd:	Diasporenausbreitungsindex
Dd0:	keine Diasporenausbreitung (Samen sind steril)
Dd1:	Diasporenausbreitung unter Ausnahmebedingungen manchmal möglich
Dd2:	Diasporenausbreitung unter günstigen Bedingungen möglich
Dd3:	Diasporenausbreitung findet statt, Fruchtbildung normalerweise unterdrückt
Dd4:	Diasporenausbreitung ist bedeutend, Fruchtbildung erfolgt bei Kultivierung
Dd5:	Diasporenausbreitung ist die Regel, Fruchtbildung erfolgt häufig und mit hoher Effektivität
Df:	Verbreitungsfrequenz
Df0:	keine verwandten Wildarten vorhanden
Df1:	verwandte Wildarten äußerst rar
Df2:	verwandte Wildarten sehr rar
Df3:	verwandte Wildarten nicht sehr häufig vorkommend
Df4:	verwandte Wildarten nicht sehr häufig, aber gleichmäßig vorkommend
Df5:	verwandte Wildarten häufig und gleichmäßig vorkommend

Quelle: AMMANN et al., 1996; verändert

allem aus der Diasporenausbreitung, die für Ölraps die Regel ist. Außerdem erfolgt die Fruchtbildung häufig und mit hoher Effektivität. Eine Pflanze mit hohem ökologischem Risiko ist nach dieser Einschätzung die Luzerne (*Medicago sativa*). Die Einstufung erfolgte aufgrund einer optimalen Hybridisierung und Pollenausbreitung, einer optimalen Diasporenausbreitung und einer optimal weiten Verbreitung der Wildformen. Da für Luzerne in der Zwischenzeit Transformationsmethoden für gentechnische Verän-

Tabelle 3.2-11

Ausbreitungsindex einiger bedeutender Kulturpflanzen in der Schweiz sowie deren Risikokategorien

Art	deutscher Name	Ausbreitungsindex Df. Dd. - Dp	Risikokategorie
Festuca arundinacea	Rohrschwingel	5.5.5	stark und weitverbreitet
Festuca pratensis	Wiesenschwingel	5.5.5	stark und weitverbreitet
Lolium multiflorum	Vielblütiger Lolch	5.5.5	stark und weitverbreitet
Lolium perenne	Ausdauernder Lolch	5.5.5	stark und weitverbreitet
Medicago sativa	Luzerne	5.4.5	stark und weitverbreitet
Lactuca sativa	Kopfsalat	2.5.5	stark, aber lokal
Daucus carota spp. sativus	Möhre	4.2.4	stark, aber lokal
Brassica napus	Raps	2.5.3	niedrig, aber lokal
Brassica rapa	Rübsen	2.4.3	niedrig, aber lokal
Raphanus sativus	Garten-Rettich	3.3.3	niedrig, aber lokal
Cichorium intybus	Salat-Zichorie	4.3.3	niedrig, aber lokal
Secale cereale	Roggen	4.3.2	minimale Wirkung
Cichorium endivia	Endivie	2.2.3	minimale Wirkung
Brassica oleracea	Gemüse-Kohl	3.3.3	minimale Wirkung
Trifolium pratense	Roter Wiesen-Klee	5.3.1	keine Wirkung
Trifolium repens	Kriechender Klee	5.3.1	keine Wirkung
Beta vulgaris	Rübe	1.2.1	keine Wirkung
Solanum tuberosum	Kartoffel	5.1.0	keine Wirkung
Lycopersicon esculentum	Tomate	0.1.0	keine Wirkung
Triticum aestivum	Saat-Weizen	4.2.2	keine Wirkung
Hordeum vulgare	Mehrzeilige Gerste	4.2.2	keine Wirkung
Zea mays	Mais	4.0.0	keine Wirkung

Quelle: AMMANN et al., 1996; aus dem Englischen übersetzt und verändert

derungen existieren, ist davon auszugehen, daß in naher Zukunft auch transgene Varianten auf den Markt kommen werden (PÜHLER, 1998).

815. Aus den Basisdaten zum ökologischen Verhalten von Nutzpflanzen lassen sich also theoretisch Risikokategorien ableiten, die eine Einordnung der landwirtschaftlich genutzten nicht transgenen Pflanzen erlauben. Alle bis heute vorliegenden Ergebnisse zeigen, daß transgene Pflanzen zunächst wie ihre Ausgangsarten eingestuft werden können, das heißt, es lassen sich auch Aussagen über das ökologische Risiko von transgenen Pflanzen ableiten (Tab. 3.2-10).

816. Der Umweltrat hält es für dringend geboten, diesen wissenschaftlichen Ansatz der Ausbreitungsindizes für alle wichtigen Kulturpflanzen weiter zu verfolgen und für Europa sowie speziell für Deutschland in der Risikobewertung und im Zulassungsverfahren nach Gentechnikgesetz nutzbar zu machen (Abschn. 3.2.7.6). Bestehende Wissenslücken bei den Basisdaten sollten in internationaler Zusammenarbeit umgehend geschlossen werden.

817. Da durch das Einführen von Fremdgenen in Pflanzen das ökologische Verhalten verändert werden kann, bedürfen auch die eingeführten Genkonstrukte und die dadurch vermittelten Eigenschaften einer Risikobewertung. Dies ist vor allem im Hinblick auf eine weitere und unkontrollierte Ausbreitung transgener Eigenschaften im Verlaufe von Züchtungen neuer Sorten mit transgenen Nutzpflanzen und wegen des Risikos möglicher Auskreuzungen auf Wildpflanzen von Bedeutung. Wie bereits beschrieben (Tz. 804), werden Eigenschaften, wie Toleranz gegen Trockenheit, Hitze, Kälte oder hohen Salzgehalt, sicherlich das ökologische Verhalten der Ausgangspflanzen verändern. Der Umweltrat empfiehlt daher, in Anlehnung an die Risikobewertung mittels Ausbreitungsindizes ein Schema zu entwickeln, welches eine Klassifizierung von Fremdgenen und der von ihnen vermittelten Eigenschaften im Hinblick auf ökologische Konsequenzen erlaubt. Ein solches Schema könnte sich an der Code-Tabelle (Tab. 3.2-10) zur Erfassung der ökologischen Parameter von Pflanzen orientieren und gleichzeitig das erforderliche Maß an Vertraulichkeit bezüglich der bewerteten Nukleotidsequenzen wahren. Zu bewerten wären also Fremdgene und von ihnen vermittelte Eigenschaften nach ihrem Potential, die Hybridisierung zu beeinflussen, die Pollenausbreitung zu verändern und die Diasporenausbreitung zu variieren. Auch vermittelte Fitneßvorteile, wie Kälte- oder Trockenheitsresistenz, erhöhtes oder verringertes Durchsetzungsvermögen, veränderte Fortpflanzung usw., müßten berücksichtigt werden. Die Erarbeitung eines solchen Schemas sollte umgehend begonnen werden. Noch vorhandene Wissenslücken müßten im Rahmen einer gezielten Grundlagen- und Wirkungsforschung zügig geschlossen werden.

818. Mit einem solchen doppelten Bewertungsansatz von einerseits ökologischen Ausbreitungsindizes und andererseits einer Klassifizierung von Fremdgenen könnte dann das ökologische Verhalten von transgenen Pflanzen theoretisch bestimmt werden. Ausgangspunkt wäre das ökologische Verhalten der Ausgangspflanze, das sich je nach übertragenem Fremdgen verändert. Entsprechend sieht der Umweltrat die Möglichkeit, zukünftig bereits im ersten Schritt eines theoretischen Prüfverfahrens „relativ sichere", „ungewisse" und „unsichere" gentechnische Veränderungen zu erkennen.

Mit diesem Instrumentarium könnten gegenwärtige Hemmnisse des Gentechnikrechtes abgebaut werden – ohne vom Prinzip der Einzelfallbewertung abzuweichen. Im Extremfall könnte dies bedeuten, daß beim Vorliegen aller erforderlichen Prüfparameter im theoretischen Prüfverfahren transgene Organismen, die als (relativ) „sicher" eingestuft werden, keiner Begleitforschung und Beobachtung bedürfen. Diese Organismen könnten frühzeitig aus dem Zulassungsverfahren entlassen werden. Im Gegenzug müßte und könnte sich der zweite Schritt des Bewertungsverfahrens mit der ökologischen Begleitforschung und der ökologischen Dauerbeobachtung auf die „ungewissen" Fälle konzentrieren (s. Tz. 820, 826). Eine Einordnung in die Kategorie „unsicher" dagegen wäre für den Antragsteller bereits ein Hinweis, daß erweiterte Risikostudien und eine langfristige Beobachtung erforderlich werden, gegebenenfalls sogar die Nichtzulassung ansteht. Ein solches Stufenverfahren böte dem Antragsteller eine bessere Planbarkeit des Zulassungsverfahrens und der Produktvermarktung und wäre damit wohl auch wirtschaftlich erwünscht (vgl. Abschn. 3.2.7.6). Bei entsprechender Fortentwicklung könnten diese Kriterien auch für eine Deregulierung des Zulassungsverfahrens herangezogen werden (Tz. 889).

3.2.6.1 Ökologische Begleitforschung

819. Die ersten Forschungsprogramme zur Risikoanalyse von transgenen Organismen in Freilandexperimenten wurden von der Europäischen Gemeinschaft im Rahmen des „Biotechnology Action Programme (BAP)" im Jahre 1985 aufgelegt. Der Abschlußbericht mit dem Titel „Catalogue of BAP Achievements on Risk Assessment for the Period 1985–1990" geht unter anderem auf die Risikoanalyse von transgenen Pflanzen (Kartoffel, Luzerne, Ölraps) und gentechnisch veränderten Viren (*Baculo-* und *Vaccinia*-Viren) ein.

Das Forschungsprogramm der Europäischen Gemeinschaft zur biologischen Begleitforschung wurde auch nach 1990 fortgesetzt, und zwar im Rahmen des BRIDGE-Programms (Biotechnology Research, Innovation, Development and Growth in Europe) unter dem Titel „Biologische Sicherheit". Im Endbericht des Jahres 1994 sind vor allem die Ergebnisse von Interesse, die die Sicherheitsanalyse von transgenem Ölraps und transgener Zuckerrübe im Freilandexperiment betreffen. Freilandexperimente wurden in England, Belgien und Frankreich durchgeführt. Analysiert wurde die Ausbreitung von transgenen Pollen und die Hybridisierung mit verwandten Wildarten. Für Ölraps wurde festgestellt, daß Gentransfer nach *Brassica campestris* (Tz. 799) stattfinden kann. *Brassica adpressa, Raphanus raphanistrum* und *Sinapis arvensis* können nur unter bestimmten Bedingungen Gene auf Ölraps übertragen. Für die Zuckerrübe

wurde nachgewiesen, daß Hybridbildung unter normalen Bedingungen mit den verwandten Wildarten *Beta maritima, Beta atriplicifolia* und *Beta macrocarpa* möglich war, mit den letzten beiden allerdings nur mit geringer Frequenz (PÜHLER, 1998; Fallstudie: SCHUPHAN und BARTSCH, 1998).

820. Weltweit sind weniger als 1 % aller Freisetzungen mit einer mehr oder weniger ökologisch orientierten Begleitforschung verbunden gewesen, wobei dieser Anteil in Deutschland mit ca. 15 % wesentlich günstiger ist (SUKOPP und SUKOPP, 1997). Als Ursachen für diese unbefriedigend erscheinende Situation kommen neben Defiziten in der Forschungsförderung auch versuchsinterne Gründe zum Tragen. Im Vordergrund vieler Freisetzungen stehen zunächst Funktionsprüfungen, die hinsichtlich ihres Umfangs an Pflanzenmaterial und Fläche zu klein sind, um ökologische Fragestellungen gleichzeitig untersuchen zu können. Paradoxerweise können Behörden durch verordnete Sicherheitsmaßnahmen die Durchführung relevanter Messungen verhindern. Es macht wissenschaftlich keinen Sinn, den Gentransfer auf verwandte Arten zu untersuchen, wenn der Pollenflug durch Barrieren behindert und im Umkreis der Versuchsflächen alle verwandten Pflanzenarten als potentielle Pollenempfänger vom Versuchsantragsteller entfernt werden müssen. Darum muß es hier in Zukunft eine schrittweise Abwägung zwischen Versuchsrisiko und Versuchszweck geben, wenn ökologische Begleituntersuchungen sinnvoll betrieben werden sollen. Darüber hinaus wurden solche Versuche behindert oder zerstört. Der Umweltrat plädiert dafür, neben den eher funktionsorientierten Prüfungen im Zulassungsverfahren bei Freisetzungen, die in der ersten Bewertungsstufe als „ungewiß" oder „unsicher" eingeordnet werden (Tz. 818), verstärkt ökologische Begleituntersuchungen zu fordern. Im Einzelfall müssen diese auch über den Zeitraum des gegenwärtigen Zulassungsverfahrens hinaus fortgeführt werden. Die starre Anbindung der ökologischen Begleitforschung an das Zulassungsverfahren nach Gentechnikgesetz muß dabei überwunden werden.

Auf Basis des in der ökologischen Begleitforschung ermittelten Datenmaterials läßt sich eine weniger von Vorurteilen geprägte Bewertung zu den Auswirkungen von Freisetzungsexperimenten treffen. Aus Sicht der ökologischen Wissenschaft sind jetzt und in Zukunft dringend wissenschaftlich fundierte Untersuchungen erforderlich, um das Risikopotential transgener Organismen beim Inverkehrbringen jeweils dem aktuellen Stand entsprechend beurteilen zu können. Ungeachtet einer Vielzahl von umweltgerechten Nutzungsmöglichkeiten birgt die Gentechnik ohne Zweifel langfristig eine Reihe von Risiken für Mensch und Umwelt. Die notwendige wissenschaftliche Untersuchung und Abschätzung der gentechnischen Umweltwirkungen muß deshalb immer auch auf langfristige ökologische Effekte abzielen, was eine entsprechende Langzeitforschung und ökologische Dauerbeobachtung (Abschn. 3.2.6.2) erforderlich macht.

821. Im Wissen um die Schwierigkeiten der Übertragbarkeit von Ergebnissen aus Untersuchungen unter kontrollierten Bedingungen (z. B. Prüfungen nach Pflanzenschutzgesetz) regt der Umweltrat dennoch an, auch diese Untersuchungen an transgenen Organismen zu intensivieren. Ziel sollte vor allem die Entwicklung und Prüfung standardisierter Testsysteme sein, zum Beispiel bei Organismen mit verändertem Fortpflanzungsverhalten oder geändertem Primär- und Sekundärstoffwechsel. Praktikable standardisierte Tests könnten künftig das Zulassungsverfahren erheblich erleichtern und beschleunigen.

Einrichtung einer ökologischen Begleitforschung

822. Einige der in Deutschland durchgeführten Freisetzungsversuche mit transgenen Pflanzen werden von Forschungsprojekten wissenschaftlich begleitet. Die finanzielle Förderung erfolgt zur Zeit überwiegend vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF). Weitere Untersuchungen werden von der Bayerischen Staatsregierung und dem Umweltbundesamt finanziert. Beteiligt sind öffentliche Forschungseinrichtungen an den Hochschulen Aachen, Bayreuth, Bielefeld, München, Oldenburg, Stuttgart, Göttingen, das Max-Planck-Institut für Züchtungsforschung Köln, die Bundesforschungsanstalten Braunschweig (Land- und Forstwirtschaft), Großhansdorf (Gehölze) und Quedlinburg (Züchtungsforschung) und die Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft (BBA) in Braunschweig. Speziell von Landesbehörden wird zur Zeit (Stand März 1997) nur in Sachsen und Niedersachsen eine aktive Begleitforschung zu Freilandexperimenten von gentechnisch veränderten, Glufosinat-resistenten Kulturpflanzen der Firma AgrEvo durchgeführt. Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie (NLÖ) begleitet ein im Landkreis Hannover durchgeführtes Freisetzungsexperiment mit einem über fünf Jahre (1995-1999) angelegten Monitoringprogramm. Einzelne Projektteile werden von externen Pflanzensystematikern und Molekularbiologen untersucht, einen Teil der Analytik führt das molekularbiologische Labor des NLÖ selbst durch. Ziel der Begleituntersuchungen ist es, exemplarisch für einen gegebenen Freisetzungsstandort wissenschaftlich fundiertes Datenmaterial über mögliche ökologische Auswirkungen der Freisetzung von transgenen, herbizidresistenten Pflanzen und der Anwendung von nicht selektiven Herbiziden zu gewinnen, wie

- Veränderung der Artenzusammensetzung der Ackerwildkrautflora,
- Auskreuzung des Herbizid-Transgens sowie
- Verwilderungspotential der transgenen Pflanzen (Raps).

Die Begleituntersuchungen konzentrieren sich auf transgenen Winterraps, da die Wahrscheinlichkeit der Auskreuzung beim Raps sehr groß ist. Im Rahmen der ökologischen Arbeiten wird die Flora in der Umgebung des Freisetzungsgeländes über die gesamte Vegetationsperiode und über den gesamten Zeitraum des Vorhabens (mindestens fünf Jahre) kartiert und bewertet. Besonderes Augenmerk gilt dabei möglichen Kreuzungspartnern des Raps, insbesondere *Brassica napus* als Unkrautraps und *Brassica rapa*, aber auch *Brassica oleracea, Raphanus raphanistrum,*

Raphanus sativus, und verschiedenen *Sinapis*-Arten. Die als Kreuzungspartner des transgenen Rapses in Frage kommenden Pflanzen werden gesammelt, katalogisiert und mit Hilfe molekularbiologischer Methoden analysiert. Weiterhin sind Versuchsansätze geplant, die zur Abschätzung des Verwilderungspotentials von Raps beitragen sollen. Darüber hinaus wird in einem Experiment das innerartliche Auskreuzungspotential des Raps-Transgens an dem gegebenen Freisetzungsstandort ermittelt, indem Hybridisierung mit der Mantelsaat und mit zusätzlich ausgebrachten Fangpflanzen untersucht wird.

Die Sächsische Landesanstalt für Umwelt und Geologie (Radebeul) betreibt seit 1996 eine ähnliche Begleitforschung wie in Niedersachsen. Im Bundesland Sachsen-Anhalt ist ein Antrag auf Forschungsförderung zur Sicherheits- und Begleitforschung beim Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Raumordnung in Magdeburg gestellt worden. Geplant ist ein freisetzungsbegleitendes Monitoring in den Jahren 1997 bis 1999 mit dem Ziel der Beobachtung von

- Unkrautverhalten von Raps in Ackerflächen und auf benachbarten Standorten
- Veränderung der Ackerbegleitflora durch mögliche Änderung der Anbautechnik bei herbizidresistenten Kulturpflanzen sowie
- Auskreuzung auf verwandte Wild- und Kulturpflanzen von Raps.

823. Die gängige Förderpraxis einer durchschnittlich drei- bis vierjährigen Förderphase kann jedoch keine Langzeituntersuchungen zu ökologischen Effekten sichern. Auch sind diese Förderungen ungeeignet für ein längerfristiges Umweltmonitoringsystem (Tz. 820; Abschn. 3.2.6.2, insbes. Tz. 826 f.). Solange noch keine längeren Erfahrungen mit transgenen Kulturpflanzen und deren artfremden Strukturgenen und Steuersequenzen verfügbar sind, sollte eine toxikologische und ökologische Begleitforschung flankierend zur Entwicklung dieser Pflanzen erfolgen. Die Begleitforschung muß angesichts der immer weiter fortschreitenden Möglichkeiten der Pflanzentransformation in umfangreicherem Maße als bisher betrieben werden. Im Fall der ökologischen Begleitforschung wäre vor allem ein Minimum an Wissen über Auskreuzbarkeit in Wildformen und eventuelle Fitneßvorteile der transgenen Hybriden vor einer Freigabe (Inverkehrbringen) wünschenswert.

824. Vom Robert-Koch-Institut (RKI) werden in den Freisetzungsgenehmigungen häufig Auflagen für ein auf wenige Jahre beschränktes Nachmonitoring ausgesprochen, die sich zum Beispiel mit dem Wiederauftreten ausgesäter transgener Pflanzen beschäftigen. Bestandteil dieser Auflagen ist allerdings nicht die Aufzeichnung, Datensammlung und Auswertung zum Beispiel über wiederaufgetretene Organismen. Es besteht keine Verpflichtung, das RKI oder die ZKBS (Zentrale Kommission für die Biologische Sicherheit) quantitativ über die Effektivität der Auflagen zu unterrichten. Der Umweltrat empfiehlt der Bundesregierung, sich für europaweit wissenschaftlich verwertbare Aufzeichnungen über die Effektivität von angeordneten Nachmonitoring-Maßnahmen einzusetzen.

Da mit einer Zunahme an gentechnischen Neuentwicklungen mit Überlebensvorteilen und damit auch mit zunehmenden Riskiken zu rechnen ist, hält der Umweltrat eine längerfristige finanzielle und institutionelle Sicherung der Begleitforschung für erforderlich. Es muß Sorge dafür getragen werden, daß die in den einzelnen Freilandversuchen der Begleitforschung erhobenen Daten den Genehmigungs- und Überwachungsbehörden sowie der Öffentlichkeit rasch zugänglich gemacht werden.

3.2.6.2 Einrichten einer ökologischen Dauerbeobachtung nach Inverkehrbringen transgener Pflanzen

825. Eine ökologische Begleitforschung zu Freisetzungsexperimenten mit transgenen Organismen (Abschn. 3.2.6.1) liefert kurzfristig Antworten auf präzise gestellte Fragen; sie ist aber nicht in der Lage, langfristig Aussagen über alle erdenklichen Risiken, zum Beispiel über ökologische Wechselwirkungen und über Veränderungen an Ökosystemen, vorzunehmen. Solche Aussagen sind jedoch notwendig, wenn man den Schritt vom Freisetzungsexperiment zum Inverkehrbringen wagt. Bis heute werden Daten von kontrollierten Freisetzungsversuchen extrapoliert und daraus ökologische Vorhersagen gewonnen, die Massenfreisetzungen zu wirtschaftlichen Zwekken betreffen. Wegen der Unwägbarkeiten bei diesem Vorgehen empfiehlt der Umweltrat in Anlehnung an SUKOPP und SUKOPP (1996), diese ökologischen Vorhersagen laufend in der Realität zu überprüfen und deshalb eine ökologische Dauerbeobachtung einzurichten. Diese ökologische Dauerbeobachtung sollte sich als breit angelegtes Programm auf transgene Kulturpflanzen und ihre Wildverwandten in Deutschland konzentrieren. Ein solches Monitoring sollte vorrangig den Zielen der biologischen Sicherheit und des Naturschutzes dienen und die ökologischen Auswirkungen untersuchen, die sich aus einer möglichen Ausbreitung transgener Pflanzen beziehungsweise der eingesetzten Fremdgene ergeben. Es sollte aber darüber hinaus auch die Entstehung resistenter Unkräuter, die Ausbreitung von tierischen Schädlingen und das Verhalten von Nützlingen beobachtet werden. Ein effizientes Monitoring setzt voraus, daß Referenzdaten des jetzigen, von gentechnisch veränderten Organismen noch unbeeinflußten Zustandes vorhanden sind. Dies macht eine möglichst rasche Etablierung eines spezifischen, im Hinblick auf das Inverkehrbringen abgestimmten Monitoring notwendig. Begleitforschungen und Dauerbeobachtungsprogramme dienen bei dem derzeitigen unzureichenden Wissensstand als ein Warnsystem, das die Chance auf ein frühzeitiges Erkennen von Umweltgefährdungen bietet und den Erfolg von Gegenmaßnahmen erhöht. Ähnlich argumentieren auch AMMANN et al. (1996), in Zukunft ein Langzeitmonitoring als essentiellen Teil der Risikobetrachtung einzurichten.

826. Innerhalb der nächsten zehn Jahre wird eine rasch anwachsende Zahl transgener Kulturpflanzen

in Verkehr gebracht und großflächig angebaut werden. Eine ökologische Dauerbeobachtung müßte deshalb im Prinzip die gesamte Fläche Deutschlands umfassen und zeitlich unbegrenzt sein. Sie müßte außerdem die komplexe Vielfalt aller Organismen und aller Umweltfaktoren mit einbeziehen. Eine solche Maximalforderung ist natürlich nicht zu verwirklichen. Der Umweltrat schlägt deshalb eine Beschränkung auf wesentliche Organismen und wesentliche Umweltfaktoren vor, wobei auch das Prinzip der repräsentativen Beobachtung verwirklicht werden sollte. Hierzu sollten repräsentative Flächen und repräsentative Zeitserien festgelegt werden; auch bei den Organismen sollten repräsentative Gruppen ausgewählt werden. Insbesondere muß das Untersuchungsprogramm, wie in Abschnitt 3.2.6.1 beschrieben, die als „ungewiß" oder „unsicher" eingestuften gentechnisch veränderten Organismen abdecken. Weiterhin muß die Dauerbeobachtung stets auf ganzheitliche Untersuchungsansätze aufgebaut werden und dem Beziehungs- und Wirkungsgeflecht aller Organismen, der Ökosysteme und damit der biologischen Vielfalt gerecht werden.

Der Umweltrat empfiehlt, zunächst Fallstudien zu initiieren, mit deren Hilfe festgelegt werden kann, welche Detailfragen in den Dauerbeobachtungsprogrammen bearbeitet werden sollen. Über eine Institutionalisierung ist erst dann zu entscheiden, wenn die genannten Fallstudien erfolgreich angelaufen sind. Solche Fallstudien könnten von den großen deutschen Forschungsförderungsorganisationen als Programme ausgeschrieben werden. Da solche Programme sich in der Regel an die wissenschaftliche Gemeinschaft richten und keine Beschränkung für Antragsteller enthalten, ist sichergestellt, daß innovative Ideen und Projekte zum Zuge kommen können. Da es sich um Dauerbeobachtungen handelt, dürfen die Projekte zeitlich nicht zu kurz geplant werden. Die Laufzeit von DFG-Schwerpunktprogrammen (6 Jahre) oder von DFG-Sonderforschungsbereichen (12 Jahre) könnten hier Vorbildfunktion haben.

827. Eine in dieser Art angelegte ökologische Dauerbeobachtung ist nicht mit den bereits eingeführten und standardisierten Verfahren anderer Beobachtungsnetze, zum Beispiel des Luftgütemeßnetzes, vergleichbar. Im Prinzip stellt sie zunächst nur eine gleitende und erweiterte Fortsetzung der ökologischen Begleitforschung dar (Abschn. 3.2.6.1). Sie sollte zukünftig ebenfalls auf eine angemessene Standardisierung bedacht sein. Mittelfristig empfiehlt der Umweltrat eine Integration in die allgemeine ökologische Umweltbeobachtung (SRU, 1996, Abschn. 2.2.3.1; SRU, 1991). Es wird vorgeschlagen, daß zuständige überregionale Behörden des Bundes und der Länder, die bereits mit Überwachungsfunktionen betraut sind, sich gleichermaßen dieser neuen Aufgabe langfristig widmen sollten. Dabei kommen als zuständige Behörden nicht nur das Umweltbundesamt und das Bundesamt für Naturschutz, sondern auch die für den Umweltschutz zuständigen Institutionen der Länder und die Landwirtschaftsämter in Betracht.

828. Nach geltendem Gentechnikrecht sind die Bundesländer für die Einhaltung der Vorschriften und Auflagen der Genehmigungsbescheide vom Robert-Koch-Institut zuständig. Ein ausreichendes gentechnikspezifisches Umweltmonitoring wird zur Zeit in Deutschland nicht durchgeführt. Lediglich in den Bundesländern Bayern, Niedersachsen und Sachsen wird mit einem zunächst kurzfristig gesicherten Umweltmonitoring begonnen.

In Bayern wurde bereits kurz nach Inkrafttreten des Gentechnikgesetzes der Beschluß zur Errichtung eines staatlichen gentechnischen Labors gefaßt, welches gleichermaßen für die Überwachung und das Umweltmonitoring genutzt werden kann. Dieses Labor wurde am Bayerischen Landesamt für Umweltschutz angesiedelt und erhielt als erste derartige Einrichtung in der Bundesrepublik die Genehmigung, gentechnische Arbeiten der Sicherheitsstufe 2 durchzuführen. Mit diesem Labor verfügt Bayern über ein angemessenes Instrument zur Überwachung und zum Umweltmonitoring auch von gentechnisch veränderten Mikroorganismen mit erhöhter Gefährdungsstufe. In der Anfangsphase stand die Methodenentwicklung und Standardisierung von Nachweismethoden im Vordergrund. Inzwischen erfolgt auch die experimentelle Untersuchung von Proben aus Kontrollbegehungen. Daneben ermöglicht das Labor den Nachweis gentechnisch veränderter Organismen in Umweltproben. Damit können technische Sicherheitsvorkehrungen auf ihre Wirksamkeit untersucht werden. Ferner werden auf diese Weise Freilandversuche mit gentechnisch veränderten Organismen überwacht (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz, 1996).

Das Niedersächsische Landesamt für Ökologie hat 1995 ebenfalls ein molekularbiologisches Labor eingerichtet, in dem gentechnische Arbeiten und auch Freisetzungsexperimente von gentechnisch veränderten Pflanzen und Bakterien experimentell überwacht werden können. Das Labor bietet als Serviceleistung für die zuständigen Überwachungsbehörden (d. h. Gewerbeaufsichtsämter in Niedersachsen und anderen Bundesländern) Probenahme und -untersuchung in gentechnischen Anlagen an. In Niedersachsen sind bisher etwa 280 gentechnische Anlagen registriert, die überwiegend im Forschungsbereich tätig sind. Das landeseigene Labor setzt für die Probenuntersuchung mikrobiologische Methoden, insbesondere aber moderne Methoden der Molekularbiologie ein, wie PCR-Analytik, DNA-Fingerprint-Verfahren, Hybridisierung und Sequenzierung von Nukleinsäuren. Die Überwachung umfaßt die Überprüfung der gentechnischen Arbeiten sowie die Überprüfung des ordnungsgemäßen Versuchsablaufes. Darüber hinaus werden im Rahmen von Projekten auch wissenschaftliche Untersuchungen zu sicherheitsrelevanten Fragestellungen durchgeführt, die sich bei gentechnischen Arbeiten ergeben. So wird zur Zeit das Freisetzungsexperiment der Firma AgrEvo (herbizidresistenter Raps) im Landkreis Hannover mit einem ökologisch ausgerichteten Umweltmonitoring-Programm begleitet.

Dem Sächsischen Landesamt für Umwelt und Geologie (Radebeul) liegt ein ähnliches Untersuchungskonzept wie der Niedersächsischen Landesanstalt für Ökologie vor, allerdings sind noch keine Ent-

scheidungen für eine finanzielle Förderung getroffen worden (Stand Ende Mai 1997).

Das Bundesland Rheinland-Pfalz gründete im Juni 1997 ein Gentechnikzentrum in Neustadt an der Weinstraße. Neben Monitoringaufgaben in der Sicherheitsforschung sollen vor allem anwendungsorientierte Entwicklungen für klein- und mittelständische Landwirtschafts- und Biotechnologieunternehmen gefördert werden.

829. Die Arbeiten der landesspezifischen Sicherheits- und Begleitforschung sind derzeit nicht miteinander abgestimmt. Im Rahmen der ersten Freisetzungsversuche einer neuen transgenen Pflanze müßte ein generelles und flächendeckendes Minimum an begleitendem Monitoring erfolgen. Das Monitoring könnte in der Kompetenz der Bundesländer liegen, von den Landwirtschaftskammern ausgehen oder zum Beispiel mit den Pflanzenschutzämtern verbunden sein. Die entsprechenden Landesinstitutionen wären dann auch Sammelstellen für alle Informationen über die neuen, freigesetzten Kulturpflanzen. Diese Informationen müssen zusammengeführt und Aufgaben zentral koordiniert werden. Sie stünden dann für eine gewisse Übergangszeit allen Züchtern, der Forschung und den beurteilenden Behörden zur Verfügung. Von diesen könnte auch eine Öffentlichkeitsarbeit ausgehen, deren Aufklärung in Sachen Gentechnik dringend erforderlich ist.

830. Umweltmonitoring fällt in den Zuständigkeitsbereich der Bundesländer. Häufig existieren die zuständigen Gentechniküberwachungsstellen getrennt von den staatlichen Stellen für ein allgemeines Umweltmonitoring (Tab. 3.2-12). Ausreichende Erfahrungen und Erkenntnisse darüber, wie insbesondere ein (Langzeit-)Monitoring von Umwelteffekten gentechnisch veränderter Pflanzen hinreichend durchzuführen und zu beurteilen ist, liegen bisher nicht vor. Eine Bestandsaufnahme und Überprüfung bereits bestehender, nichtgentechnisch orientierter Monitoringmethoden und -einrichtungen zur Nutzung für den Bereich der Gentechnik ist dringend notwendig. Das Umweltbundesamt hat ein Gutachten mit dem Thema „Erarbeitung eines Monitoring-Konzeptes zu Umweltauswirkungen von gentechnisch veränderten Pflanzen" in Auftrag gegeben. Erste Ergebnisse sollen voraussichtlich Ende 1997 vorliegen und sollten als Basis für das zu erarbeitende bundesweite Konzept genutzt werden.

831. Die von der Europäischen Kommission erlassenen Vorschriften zur Kennzeichung gentechnisch veränderter Lebensmittel erfordern ebenfalls eine umfangreiche Überwachung im Lebensmittelbereich. Erste Aktivitäten zur Entwicklung notwendiger Nachweismethoden sind bereits angelaufen (EHLERS et al., 1997; SCHREIBER und BÖGL, 1997; vgl. Tz. 901 ff.). In diesem Bereich fehlt ebenfalls eine zentrale Koordinationsstelle, die notwendige (und meistens geheime) Gensequenzen für einen PCR-Nachweis von Bestandteilen gentechnisch veränderter Organismen in Lebensmitteln bereithalten. Diese vertraulichen Informationen der Gensequenzen werden beim Robert-Koch-Institut (RKI) in Berlin (und den Einvernehmensbehörden UBA und BBA) archiviert. Da das Robert-Koch-Institut federführend in diesen Angelegenheiten ist und eine verantwortungsvolle Abwägung zwischen den kommerziellen Interessen der mit Gentechnik arbeitenden Firmen und Institute und einer öffentlichen Überwachung vornehmen muß, würde vieles für die direkte Anbindung am Robert-Koch-Institut sprechen. Eine Zusammenarbeit der Überwachungsstellen im Umwelt- und Lebensmittelbereich ist dringend geboten.

Einrichten eines Genregisters

832. Aus heutiger Sicht ist eine Sammlung und Dokumentation aller in Verkehr gebrachten gentechnischen Veränderungen mit den Daten der transgenen Nukleotidsequenzen unerläßlich. Nur mit Hilfe dieser Daten können heute und in Zukunft bei Bedarf für Lebensmittel rasch spezifische Nachweisverfahren für gentechnische Veränderungen entwickelt werden (BUHK, 1997, S. 117). Ein solcher Nachweis dient nicht der Erkennung von Risiken, sondern primär der Überprüfung der Lebensmittelkennzeichnung.

833. In Zukunft werden auch andere – wissenschaftliche – Fragestellungen die Überprüfung des Verbleibs von transgenen Nukleotidsequenzen erforderlich machen. Einmal genehmigte und in Verkehr gebrachte gentechnische Veränderungen werden sich nicht dauerhaft verfolgen lassen. Eine uneingeschränkte Genehmigung umfaßt nämlich auch die Möglichkeit der Weiterzüchtung mit gentechnisch veränderten Organismen. Hierdurch wird ein „dauerhaftes" und „lückenloses" Verfolgen der gentechnischen Veränderungen zum Beispiel in landwirtschaftlichen Kulturpflanzen praktisch unmöglich. Durch den verfahrensorientierten Ansatz der Kennzeichnungspflicht gemäß Novel-Food-Verordnung sind jedoch auch Weiterzüchtungen mit transgenen Organismen von der Kennzeichnung betroffen.

834. Unter dem Aspekt der Sicherheitsbewertung könnte es beim Zusammentreffen von Mehrfachveränderungen in der Züchtung von Interesse sein, welche gentechnischen Veränderungen beziehungsweise welche Fremdgene in einen Genpool eingebracht wurden oder werden. Verschiedene gentechnische Veränderungen könnten sich durch Wechselwirkungen beeinträchtigen und so ihren Nutzeffekt verlieren oder auch Anlaß für Risiken bieten.

Eine wechselseitige Beeinflussung von gentechnischen Veränderungen ist denkbar, wenn zum Beispiel zwei verschiedene, jeweils auf der anti-sense-RNA-Technik beruhende gentechnische Veränderungen durch weitere Züchtungen in ein und denselben Organismus gelangen, da solche Veränderungen wie nach dem Baukastenprinzip aus gleichen oder ähnlichen Elementen aufgebaut sein können, über die dann eine Wechselwirkung ermöglicht werden könnte.

Nach derzeitigem Stand des Wissens könnten die ursprünglichen Nukleotidsequenzdaten dann benötigt werden, wenn zum Beispiel durch Umlagerung, Deletion oder Duplikation bei weiterer Vermehrung oder Kreuzung mit den ehemals transgenen Organismen unerwartete Probleme auftreten.

Tabelle 3.2-12

Übersicht über die (häufig getrennte) Überwachung von gentechnischen Anlagen und der Umwelt in den einzelnen Ländern

Land	Zuständige Stelle für Gentechniküberwachung	Zuständige Stelle für allgemeines Umweltmonitoring
Baden-Württemberg	Regierungspräsidium Tübingen	Landesanstalt für Umweltschutz, Stuttgart – Karlsruhe
Bayern	Bayerische Landesanstalt für Umweltschutz, München	Bayerische Landesanstalt für Umweltschutz, München
Berlin	Senatsverw. f. Gesundheit u. Soziales, Berlin Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin	Senatsverwaltung für Stadtentwicklung, Umweltschutz und Technologie, Berlin
Brandenburg	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam	Landesumweltamt Brandenburg, Potsdam
Bremen	Senator für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz, Bremen	Senator für Frauen, Gesundheit, Jugend, Soziales und Umweltschutz, Bremen
Hamburg	Umweltbehörde, Hamburg	Umweltbehörde, Hamburg
Hessen	Staatliches Amt für Immissions- und Strahlenschutz, Frankfurt bzw. Marburg	Regierungspräsidium (Darmstadt, Gießen, Kassel)
Mecklenburg-Vorpommern	Sozialministerium, Schwerin	Landesamt für Umwelt und Natur, Gülzow
Niedersachsen	Staatliche Gewerbeaufsichtsämter (Braunschweig, Celle, Cuxhaven, Emden, Göttingen, Hannover, Hildesheim, Lüneburg, Oldenburg, Osanbrück)	Landesanstalt für Ökologie, Hildesheim
Nordrhein-Westfalen	Staatliche Umweltämter (Bielefeld, Düsseldorf, Hagen, Köln, Münster) Staatliche Ämter für Arbeitsschutz (Aachen, Arnsberg, Coesfeld, Detmold, Dortmund, Essen, Köln, Mönchengladbach, Paderborn, Recklinghausen, Siegen, Wuppertal)	Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, Recklinghausen
Rheinland-Pfalz	Staatliche Gewerbeaufsichtsämter (Idar-Oberstein, Koblenz, Mainz, Neustadt, Trier)	Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht, Oppenheim
Saarland	Staatliches Institut für Gesundheit und Umwelt Gewerbeaufsichtsamt des Saarlandes Ministerium für Umwelt, Energie und Verkehr (alle Saarbrücken)	Landesamt für Umweltschutz, Saarbrücken
Sachsen	Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landesentwicklung, Dresden	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Radebeul
Sachsen-Anhalt	Staatliche Gewerbeaufsichtsämter (Dessau, Halberstadt, Halle, Magdeburg, Naumurg, Stendal)	Landesamt für Umweltschutz, Halle
Schleswig-Holstein	Ministerium für Natur und Umwelt, Kiel	Ministerium für Natur und Umwelt, Kiel
Thüringen	Ministerium für Soziales und Gesundheit, Erfurt Thüringer Landesverwaltungsamt, Weimar	Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt, Erfurt

Quelle: SCHUPHAN und BARTSCH, 1998

835. Auch die ökologische Begleitforschung und Dauerbeobachtung wird sich in Zukunft neben der Beobachtung des Phänotypes, der Merkmalsausprägung und des ökologischen Verhaltens von Organismen dem Verbleib von transgenen Nukleotidsequenzen widmen müssen. Nachweismethoden aus der Lebensmittelüberwachung, insbesondere die PCR-Analyse, sind zum Beispiel geeignet, die Auskreuzung und den Verbleib von bekannten transgenen Nukleotidsequenzen in Wildpflanzen nachweisen zu können, ohne daß an den Pflanzen oder in ihrem Verhalten sichtbare Veränderungen erkennbar sein müssen. Das Instrumentarium wird zukünftig verstärkt in der Risikobewertung bei „ungewissen" und „unsicheren" gentechnischen Veränderungen beziehungsweise Organismen Eingang finden müssen (Tz. 818).

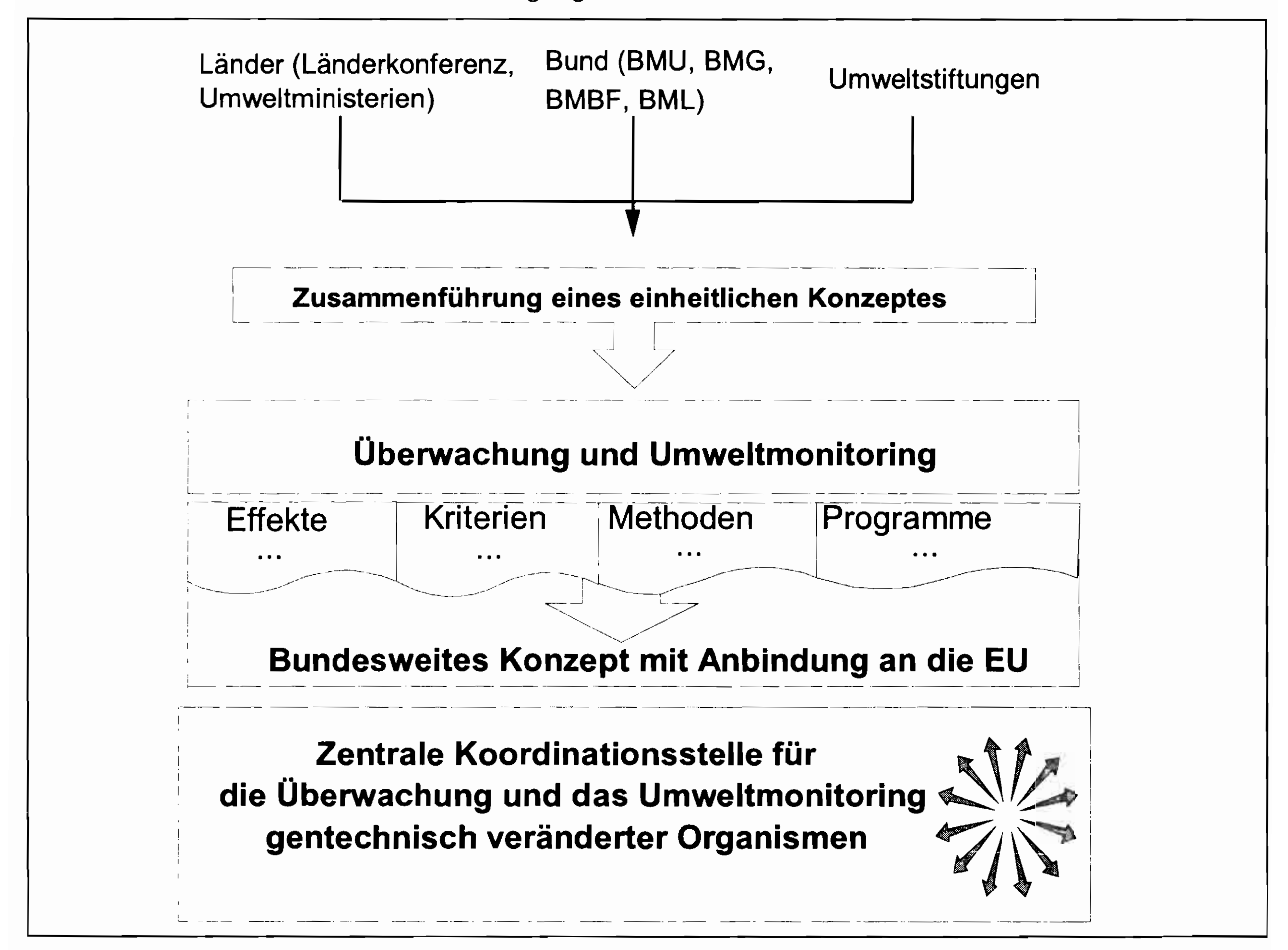
836. Der Umweltrat empfiehlt daher, alle Möglichkeiten zum Nachweis von Herkunft und Verbleib transgener Nukleotidsequenzen zu wahren. Deshalb ist es erforderlich, ein Register für alle transgenen Gensequenzen anzulegen, das zumindest allen betroffenen Behörden zugänglich sein sollte (ähnlich Chemikaliengesetz § 21 Abs. 3). Die Frage, ob ein solches Register auch für die Forschung und die allgemeine Öffentlichkeit zugänglich sein sollte, bedarf im Hinblick auf die gravierenden Probleme des Schutzes von Betriebs- und Geschäftsgeheimnissen einer weiteren Diskussion.

Konzept für die Schaffung einer zentralen Koordinationsstelle für ein Umweltmonitoring von gentechnisch veränderten Organismen

837. Um Informationen zu möglichen Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf andere Organismen beziehungsweise auf ihre abiotische Umwelt und über Möglichkeiten der Erfassung solcher Auswirkungen zu erhalten, sollte folgende Vorgehensweise gewählt werden: Bestehende Monitoringprogramme in Deutschland und Europa sind für ein Monitoringkonzept zu Umweltauswirkungen gentechnisch veränderter Organismen nutzbar zu machen (Abb. 3.2-1). Besonders zu beachten ist dabei auch die (gegebenenfalls) durch den Anbau transgener Kulturpflanzen veränderte Praxis in der

Abbildung 3.2-1

Schaffung einer Zentralen Koordinationsstelle für die Umweltüberwachung transgener Organismen unter Beteiligung verschiedener Institutionen

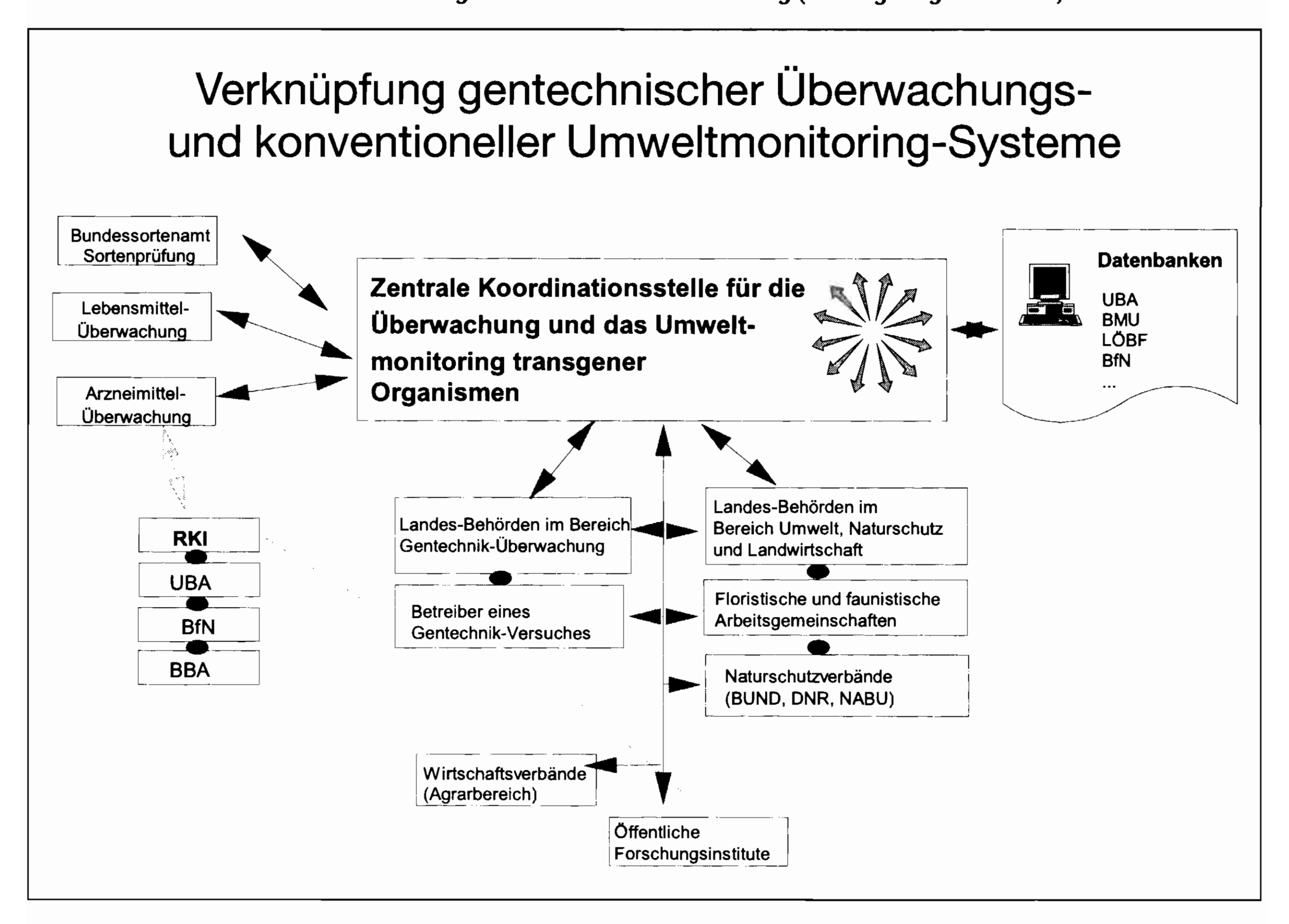


BMU = Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BMG = Bundesministerium für Gesundheit, BMBF = Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft, BML = Bundesministerium für Landwirtschaft

Quelle: SCHUPHAN und BARTSCH, 1998; verändert

Abbildung 3.2-2

Übersichtsplan der Überwachung gentechnischer Versuche (helle gestrichelte Pfeile), der bestehenden Zusammenarbeit im Umweltmonitoring-Bereich (dunkle Punkte) und den zukünftigen Koordinationsaufgaben einer Koordinationsstelle für die Überwachung und das Umweltmonitoring (durchgezogene Pfeile)



BMU = Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, BBA = Biologische Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft, BfN = Bundesamt für Naturschutz, BUND = Bund Umwelt- und Naturschutz Deutschland, DNR = Deutscher Naturschutzring, LÖBF = Landesanstalt für Ökologie, Bodenordnung und Forsten, NABU = Naturschutzbund, RKI = Robert-Koch-Institut, UBA = Umweltbundesamt

Quelle: SCHUPHAN und BARTSCH, 1998; verändert

Landwirtschaft mit entsprechenden Auswirkungen auf Ökosysteme (TORGERSEN, 1996). An dem Umweltüberwachungssystem sind Länder- bzw. Bundesbehörden zu beteiligen. Des weiteren sollten auch Umwelt- oder Naturschutzverbände, Vereine, Gesellschaften oder Planungsbüros und Universitäten mit ihren Aktivitäten im Monitoringbereich beteiligt werden. Auch die Umweltprobenbank sollte mit einbezogen werden. Ein dritter zu beteiligender Bereich ist das Bundessortenamt zusammen mit staatlich geförderten Landwirtschaftsorganisationen, Landwirtschaftskammern und Bauernverbänden. Weitere Stellen sind die Zentralstelle für Agrardokumentation und -information (ZADI) Bonn, die Bundesanstalt für Züchtungsforschung an Kulturpflanzen und die Gemeinschaft zur Förderung der privaten deutschen Pflanzenzüchtung e. V. (GFP).

Auch sollte eine Datenbank eingerichtet und als Informationsquelle für alle einbezogenen Stellen zugänglich gemacht werden. Viele Behörden und Einrichtungen verfügen bereits über umfangreiche Datenbanken im konventionellen Umweltüberwachungsbereich (s. Tab. 3.2-12). Hier sollen alle gentechnikrelevanten Daten aufgenommen werden. Es erscheint notwendig, eine Auflistung erfaßbarer (bzw. schwer erfaßbarer) (Umwelt-)Effekte mit zugehöriger Methodenbeschreibung, deren Aussagefähigkeit sowie die Realisierung in bereits laufenden Programmen katalogartig zusammenzustellen und diese Auflistung (und Beschreibung) vorhandener beziehungsweise wünschenswerter Umweltüberwachungsprogramme für Anwendungsmöglichkeiten im Bereich gentechnisch veränderter Pflanzen zu spezifizieren. Eine Koordination mit dem Bereich der Überwachung gentechnisch erzeugter Lebensmittel wäre dringend notwendig (Tz. 831).

Die Zentrale Koordinationsstelle sollte bei einer Bundesbehörde angesiedelt werden, die über entsprechende Kompetenzen verfügt (Abb. 3.2-2). Dabei sollten die experimentellen Erfahrungen beim Nachweis von Fremdgenen in Mikroorganismen und

Pflanzen mit molekularbiologischen und gentechnischen Methoden sowie bereits vorhandene Laborarbeitsplätze genutzt werden. Eine neue Anschaffung würde erhebliche Kosten verursachen (SCHUPHAN und BARTSCH, 1998). Bei der Finanzierung und der Kompetenzzuweisung sollte dem föderalen Prinzip Deutschlands Rechnung getragen werden. Es soll keine neue zentralistische Großbehörde geschaffen werden. Die neue Koordinationsstelle sollte als unabhängige Abteilung an eine bestehende Behörde angegliedert werden und die Lücken zwischen bereits bestehenden Landes- und Bundesaufgaben im Gentechnik-, Umweltschutz- und Naturschutzbereich schließen. Eine finanzielle Beteiligung durch kommerzielle Nutzer gentechnisch erzeugter Produkte sollte nicht ausgeschlossen werden (vgl. auch Tz. 887). Die gesetzliche Verankerung der Koordinationsstelle müßte der Bund wahrnehmen.

838. Schließlich bleibt noch zu diskutieren, wie eine solche ökologische Dauerbeobachtung nach Inverkehrbringen transgener Pflanzen finanziert werden soll. Solange es sich um Fallstudien handelt, könnten staatlich zur Verfügung gestellte Forschungsmittel verwendet werden. Bei Ausweitung und Etablierung von Dauerbeobachtungsprogrammen sind jedoch neue Finanzierungsquellen zu erschließen. Ein Ansatz könnte auf Unternehmen zielen, die transgene Pflanzen vermarkten. Die Europäische Union und die Nutznießer könnten in einen Fonds einzahlen, der dann für Dauerbeobachtungsprogramme zur Verfügung steht.

3.2.6.3 Prüfmerkmale bei der Sortenzulassung aus ökologischer und toxikologischer Sicht

839. Bei der Sortenprüfung und Anerkennung durch das Bundessortenamt erfolgen die Registerprüfung und Prüfung auf den landeskulturellen Wert als die rechtliche Voraussetzungen für den Vertrieb von Saatgut einer Sorte (vgl. Abschn. 3.2.7.3).

Diese Prüfung hat zum Ziel, die Gesamtheit der wertbestimmenden Eigenschaften einer neuen Sorte im Vergleich zu den zugelassenen vergleichbaren Sorten zu bewerten, damit eine deutliche Verbesserung für den Pflanzenbau, die Verwertung des Ernteguts oder die Verwertung aus dem Ernteprodukt gewonnener Erzeugnisse initiiert wird.

840. In bezug auf gentechnisch veränderte Pflanzen werden Prüfungen durch das Robert-Koch-Institut und das Bundessortenamt wie folgt durchgeführt:

- Bevor eine neue, gentechnisch veränderte Kulturpflanze freigesetzt werden darf, prüft das Robert-Koch-Institut unter Beteiligung der Zentralen Kommission für Biologische Sicherheit aufgrund des Gentechnikgesetzes den neuen Organismus in bezug auf die neu eingeführten Konstrukte und deren Expressionsprodukte. Die Prüfung erfolgt in bezug auf die neu gebildeten Proteine, welche zum Beispiel für Pollensterilität, Stoffwechselveränderungen und/oder Herbizid-Resistenz verantwortlich sein können. Daten zur Beurteilung dieser neuen Proteine müssen die Antragsteller vorlegen.
- Vor dem Inverkehrbringen einer Kulturpflanze als neue Anbausorte muß die Zulassung nach dem Saatgutverkehrsgesetz durch das Bundessortenamt erfolgen. Diese würde im Rahmen der Registerprüfung die neue Eigenschaft prüfen.

841. Ob durch die gentechnische Veränderung eventuell andere Eigenschaften, Farb- und Duftstoffe, der Vitamingehalt, Fruchtsäuren und andere Inhaltsstoffe verändert wurden, wird in der Regel – wenn nicht als Zuchtziel und Unterscheidungsmerkmal angegeben – nicht geprüft, obwohl das Zulassungserfordernis des landeskulturellen Wertes (Verbesserung der Verwertungseigenschaften) durchaus eine weitergehende Prüfung nahelegt. Es wird häufig argumentiert, daß systematische Untersuchungen auf indirekte Effekte nicht durchführbar seien. In Einzelfällen gibt es zwar Hinweise auf solche indirekten Effekte, die so bei der züchterischen Bearbeitung bereits erkannt würden. Dies ist zum Beispiel bei der Kartoffel der Fall (SCHUPHAN und BARTSCH, 1998). Das unerwünschte und stark toxische Solanin-Alkaloid der Kartoffel wird nicht speziell analytisch untersucht, fällt aber bei der Geschmacksprüfung auf.

Bei der in der Vergangenheit praktizierten Sortenprüfung (z. B. bei der Kartoffel) sind unerwünschte Effekte beispielsweise hinsichtlich ökologischer und toxikologischer Nebenwirkungen nicht bekannt geworden, vielleicht auch deswegen, weil sie nicht untersucht wurden. Umfangreiche Literaturrecherchen erbrachten keine Fundstellen (SCHUPHAN und BARTSCH, 1998). Die Erfahrungen der Vergangenheit entbinden allerdings nicht von einer sorgfältigen präventiven Prüfung. Vermutlich sind viele unerwünschte Effekte in der konventionellen Züchtung unerkannt geblieben. Sowohl in der konventionellen als auch in der Züchtung mittels gentechnischer Verfahren können ähnliche Effekte auftreten. Die Wahrscheinlichkeit für ein Auftreten solcher – während der Züchtung – nicht vorhersehbarer Positions- und pleiotropen Effekte (Tz. 810) wird mit zunehmender Anzahl eingebrachter Fremdgene größer. Die unterschiedlichen Verwendungszwecke eines Produktes (z. B. Rapsöl für technische Verwendung oder für die menschliche Ernährung) sind bei einer Prüfung zu beachten. Um mögliche Effekte, zum Beispiel negative Beeinflussung von wertgebenden Pflanzeninhaltsstoffen oder verstärkte Ausprägung unerwünschter toxischer und allergener Stoffe, gering zu halten, wäre es wünschenswert, möglichst nur die unmittelbar für die gewünschte Merkmalsausbildung nötigen Strukturgene und Hilfssequenzen in die Kulturpflanzen einzubringen. Aus humantoxikologischer Sicht ist anzustreben, die als Marker für die erfolgreiche Transformation und Selektion der neuen Sorten bisher zum Teil unentbehrlich gewesenen Antibiotika-Resistenzgene nicht in denjenigen Kulturpflanzen zu belassen, die der Ernährung dienen (Abschn. 3.2.5.1.2).

842. Auch aus ökologischen Gründen sollte im Fall der mit Wildverwandten kreuzbaren Kulturpflanzen nur das unbedingt nötige Minimum an neuen Strukturgenen in die Kulturpflanzen verbracht werden. Wenn der Anspruch der Konvention von Rio de Janeiro von 1992 erfüllt werden soll, die biologische Vielfalt zu bewahren und zum Beispiel Wildverwandte von kultivierten Arten zum Erhalt der Genressourcen zu schützen, kann nicht in Kauf genommen werden, daß auch unnütze Gene und Hilfssequenzen, die für die gewünschte Eigenschaft nicht notwendig sind, unkontrolliert in diese Wildpflanzen einkreuzen und dann in der Evolution fortwirken können.

843. Die Züchter sollten nur das Minimum an wirklich nötigen Strukturgenen und Steuersequenzen in neue Kulturpflanzen einbringen. Das Robert-Koch-Institut könnte in dieser Hinsicht Richtungen vorgeben, damit der entsprechende wissenschaftliche und technische Kenntnisstand berücksichtigt wird. Das Ziel ist die Vermeidung unnützer Expressionsprodukte. Entsprechende Empfehlungen zur Vermeidung überflüssiger Markergene und Steuersequenzen sollten umgehend ausgesprochen werden (Tz. 794, 861). Soweit technisch möglich, sollten nur transgene Mutterpflanzen mit Pollensterilitätsmerkmalen bei der Hybridsaatgutproduktion eingesetzt werden, damit eine zusätzliche Sicherheit vor dem unerwünschten Entkommen von transgenen Pollen erzielt wird. Bei der Zulassung von neuen konventionellen wie auch transgenen Sorten sollte stärker auf wertgebende Inhaltsstoffe geachtet werden (Tz. 781). Die Regelungen über das Zulassungsverfahren sollten dahin erweitert werden, daß unerwünschte toxische und genotoxische Stoffe nicht nur ein Grund für den Widerruf der Zulassung sind, sondern bei erheblichen Risiken zur Versagung der Zulassung führen können (vgl. Abschn. 3.2.7.3).

3.2.7 Rechtsprobleme des Umweltschutzes bei der Freisetzung und beim Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen, insbesondere Pflanzen

3.2.7.1 Rechtsgrundlagen

Gentechnikgesetz und EG-Freisetzungsrichtlinie

844. Die Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen und das Inverkehrbringen von Produkten, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten oder aus solchen bestehen, bedürfen der Zulassung nach dem Gentechnikgesetz (§ 14 Abs. 1 Nr. 1, 2 GenTG). Voraussetzung für die Genehmigung der Freisetzung ist insbesondere, daß alle nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderlichen Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden und nach dem Stand der Wissenschaft im Verhältnis zum Zweck der Freisetzung unvertretbare schädliche Einwirkungen auf die Schutzgüter des Gesetzes – Leben und Gesundheit von Menschen, Tieren, Pflanzen sowie die sonstige Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge und Sachgüter – nicht zu erwarten sind (§ 16 Abs. 1 Nr. 2, 3 GenTG). Beim Inverkehrbringen stellt das Gesetz nur auf die letztere Voraussetzung ab (§ 16 Abs. 2 GenTG). Mit Inverkehrbringen meint das Gesetz nicht nur die Vermarktung als solche, sondern auch die Verwendung, also insbesondere den Anbau.

845. Das Zulassungssystem des deutschen Rechts beruht auf der EU-weiten Harmonisierung des Gentechnikrechts nach der Freisetzungsrichtlinie (90/220/EWG). Die Spielräume für nationale „Alleingänge" sind dementsprechend materiellrechtlich stark beschränkt. Zuständig für Genehmigungsentscheidungen sind bei den örtlich begrenzten Freisetzungen die Mitgliedstaaten. Beim Inverkehrbringen besteht eine geteilte Zuständigkeit. Grundsätzlich entscheidet der Mitgliedstaat, bei dem der Antrag gestellt wird. Wenn ein anderer Mitgliedstaat Einwände gegen eine beabsichtigte Zulassung erhebt, wird die Entscheidung über den Zulassungsantrag durch die Kommission und gegebenenfalls den Rat im Regelungsausschußverfahren (Art. 13 Abs. 3, 21 Freisetzungsrichtlinie) getroffen und nur noch formell vom betreffenden Mitgliedstaat bestätigt.

846. Nach dem System der Freisetzungsrichtlinie ist die Zulassung der Vermarktung eines gentechnisch veränderten Organismus in der ganzen Europäischen Union bindend. Allerdings gilt dies nur unter Berücksichtigung der im Genehmigungsbescheid vorgeschriebenen sachlichen und örtlichen Einsatzbedingungen (Art. 13 Abs. 2, 5, 6 FreisRL). Im Gegensatz zur Pflanzenschutzrichtlinie (91/414/EG) kann die Anerkennung der Entscheidung beim Fehlen entsprechender Einsatzbedingungen nicht verweigert oder beschränkt werden, wenn ein anderer Mitgliedstaat der Auffassung ist, daß der gentechnisch veränderte Organismus unter den lokalen örtlichen Verhältnissen bedenklich ist. Es bleiben nur vorläufige Beschränkungsmaßnahmen nach dem Schutzklauselverfahren nach Artikel 16 Freisetzungsrichtlinie.

847. Entgegen den Erwartungen bei der politischen Diskussion der Freisetzungsrichtlinie werden Genehmigungen für das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen gegenwärtig ausschließlich von der Kommission (und ggf. dem Rat) im Regelungsausschußverfahren nach Artikel 13 Abs. 3, 21 Freisetzungsrichtlinie erteilt. Dies beruht darauf, daß regelmäßig ein oder mehrere Mitgliedstaaten Einwendungen gegen die beabsichtigte nationale Zulassung erheben (Drucksache 13/6538, S. 24). Obwohl die zentrale Vorschrift des Artikels 4 Freisetzungsrichtlinie an die Mitgliedstaaten adressiert ist und materielle Zulassungskriterien für die Entscheidung der Kommission nicht bestehen, haben diese die Wertung des Artikels 4 Freisetzungsrichtlinie zu beachten. Es dürfen durch das Inverkehrbringen daher keine Gefährdungen des Menschen und der Umwelt eintreten. Die deutsche Zulassungsstelle kann ihre Bewertung nach der eigenen Bewertungs„philosophie" nur in das gemeinschaftsrechtliche Verfahren einbringen, nicht jedoch durchsetzen. Da Einwände gegen deutsche Zulassungen nur zu erwarten sind, wenn andere Mitgliedstaaten strengere Maßstäbe anwenden, führt dieses Verfahren allenfalls zur Erhöhung der

Anforderungen. Anders kann dies in dem praktisch wichtigeren Fall sein, daß die deutsche Zulassungsbehörde Einwendungen gegen die beabsichtigte Zulassung eines anderen Mitgliedstaates erhebt.

848. Eine vergleichbare Bindungswirkung gibt es bei der Ablehnung eines Zulassungsantrages durch einen Mitgliedstaat nicht (Art. 12 Abs. 2 Buchst. a FreisRL). Der Antragsteller kann daher nach Ablehnung einen erneuten Zulassungsantrag in einem anderen Mitgliedstaat stellen. Da der Ausgangsstaat dann gegen die Zulassung Einwendungen erheben wird, entscheidet letztlich die Kommission (und ggf. der Rat) im Regelungsausschußverfahren. Durch „Forum shopping" kann also eine strenge Risikopolitik eines Mitgliedstaates gegenüber der Gentechnik unterlaufen werden, wenngleich die ständige Zusammenarbeit im Ausschuß, wie die Erfahrungen bei der Chemikalienkontrolle zeigen, zu einer Angleichung der Wertungen führen dürfte (SRU, 1996, Abschn. 2.3.7.2 und 4.3.6; SRU, 1994, Kap. II.2.2). Gleichwohl wird im Hinblick auf die Neuartigkeit der Risiken die Legitimation des Regelungsausschußverfahrens als problematisch angesehen (BÜCKER et al., 1996, S. 55 ff.; SCHENEK, 1995, S. 180; von KAMEKE, 1995, S. 80 ff.). Der Umweltrat ist allerdings der Auffassung, daß dabei, mehr als bisher geschehen, zwischen der Verwaltungstätigkeit des Ausschusses – Zulassung von gentechnisch veränderten Organismen – und seiner Normsetzungstätigkeit unterschieden werden muß.

Anwendungsbereich des Gentechnikgesetzes

849. Neben dem Gentechnikgesetz können insbesondere auf das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Pflanzen noch andere Gesetze anwendbar sein. Die Risiken und Chancen gentechnisch veränderter Organismen, insbesondere Pflanzen, können zum einen auf Besonderheiten der gentechnischen Veränderung beruhen. Es kann sich aber auch um Wirkungen handeln, die bei einer konventionell gezüchteten Pflanze in gleicher Weise auftreten würden. Der Anbau gentechnisch veränderter Pflanzensorten kann auch mit einer Veränderung der Anbaumethoden, z. B. der Tendenz zur Verengung von Fruchtfolgen und stärkerem Düngemittel- oder Herbizideinsatz, verbunden sein. Es stellt sich dann die zusätzliche Frage, ob die Umweltwirkungen solcher Veränderungen nach den das Inverkehrbringen und die Verwendung dieser Pflanzen regelnden Gesetzen, also insbesondere nach Gentechnikrecht und gegebenenfalls nach Saatgutverkehrsrecht oder nach den die Zulassung und Anwendung der Dünge- und Pflanzenschutzmittel betreffenden Gesetzen, also insbesondere dem Düngemittelgesetz und dem Pflanzenschutzgesetz, zu prüfen und zu beurteilen sind.

850. Für die Zulassung des Inverkehrbringens von gentechnisch veränderten Pflanzen kommen auch neben dem Gentechnikgesetz die Vorschriften des Saatgutverkehrsgesetzes von 1985 in Betracht. Das Saatgutverkehrsgesetz (SaatG) regelt die Zulassung des gewerbsmäßigen Inverkehrbringens bestimmter Saatgutkategorien aus dem landwirtschaftlichen und gärtnerischen Bereich (vgl. §§ 1 Abs. 1, 3 Abs. 1 SaatG). Das Gentechnikgesetz erfaßt dagegen das Inverkehrbringen von Produkten, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten oder aus solchen bestehen. Die Kollision zwischen dem Saatgutverkehrsrecht und dem Gentechnikrecht wird durch § 2 Nr. 4 Gentechnikgesetz grundsätzlich im Sinne eines Vorgangs von spezielleren Gesetzen mit gleichwertiger Risikoabschätzung geregelt.

Das Saatgutverkehrsgesetz sieht aber eine dem Gentechnikgesetz gleichwertige Risikoabschätzung nicht vor (OTT, 1992, S. 462 f.; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 2 Rdnr. 16). Es dient dem Interesse des Saatgutverbrauchers und den Bedürfnissen einer optimalen Versorgung mit qualitativ hochwertigem Saatgut. Die Berücksichtigung ökologischer Folgen bei der Zulassung sowie der genaue Umfang einer solchen Berücksichtigung ist nach dem Gesetzestext nicht ausdrücklich vorgeschrieben, sondern nur im Wege der Auslegung aus der Zulassungsvoraussetzung des „landeskulturellen Wertes" zu entnehmen. Sie bleibt jedenfalls hinter der Risikoabschätzung des Gentechnikgesetzes zurück (vgl. §§ 4 Abs. 1 Nr. 1, 30 Abs. 1 Nr. 4, 34 SaatG). Für die Zulassung des Inverkehrbringens von gentechnisch veränderten Pflanzen gilt daher sowohl das Gentechnikgesetz als auch das Saatgutverkehrsgesetz.

851. Nach § 22 Abs. 2 Gentechnikgesetz sind bei der Zulassung nach den Vorschriften des Saatgutverkehrsgesetzes nicht mehr die spezifischen Gefahren der Gentechnik zu prüfen und in die Entscheidung einzubeziehen. Der Gesetzgeber begründet dies mit der Annahme, daß die spezifischen gentechnischen Aspekte eines Vorhabens im Verfahren nach dem Gentechnikgesetz abschließend geprüft werden. Daher besteht kein Bedürfnis, sie nochmals in einem anderen Verfahren zum Gegenstand von Überlegungen zu machen. Diese Regelung schränkt an sich nur den Anwendungsbereich anderer Fachgesetze ein, ohne eine Aussage über den Anwendungsbereich des Gentechnikgesetzes zu treffen. Sie ist aber auch umgekehrt dahin zu verstehen, daß sich das Gentechnikgesetz auf die Erfassung gentechnikspezifischer Risiken beschränkt (VG Berlin, ZUR 1996, 147, 149 f.; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 16 Rdnr. 33, § 22 Rdnr. 22). § 22 Abs. 2 Gentechnikgesetz ist auch auf das Verhältnis des Gentechnikgesetzes zum Düngemittelgesetz und Pflanzenschutzgesetz hinsichtlich möglicher ökologischer Risiken vermehrten Düngemittel- oder Pflanzenschutzmitteleinsatzes beim Anbau gentechnisch veränderter Pflanzen anwendbar.

852. Die Schlüsselfrage ist danach die nach dem Begriff der gentechnikspezifischen Wirkung. Eine trennscharfe und argumentativ überzeugende Abgrenzung gentechnikspezifischer und nichtspezifischer Wirkungen ist aber schwierig (JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 296; FISAHN, 1996, S. 37). In der Praxis wird eine sehr weite Abgrenzung zugrundegelegt, die darauf hinausläuft, daß alle Gesundheits- und unmittelbaren Umweltwirkungen, die durch einen gentechnisch veränderten Organismus verursacht werden können, als gentechnikspezifisch gelten (vgl. VG Berlin, ZUR 1996, 147). Dabei handelt es sich jedoch ausschließlich um Freisetzungsge-

nehmigungen, bei denen andere Stoffgesetze nicht oder nur sehr begrenzt eingreifen. Die umfassende Prüfung entspricht insoweit dem Schutzanspruch des Gentechnikgesetzes. Sie kann aber nicht ohne weiteres auf das Inverkehrbringen übertragen werden.

853. Gentechnikspezifische Wirkungen von Organismen, insbesondere Pflanzen, liegen vor, wenn sie unmittelbar auf der gentechnischen Veränderung beruhen oder wenn sich aufgrund der gentechnischen Veränderung eine besondere Risikolage im Umfeld der Verwendung oder durch Rückwirkung aus dem Umfeld auf die Pflanze ergibt, die so nicht bei einer konventionellen Züchtung auftreten könnte. Spezifisch gentechnische Risiken gentechnisch veränderter Pflanzen sind insbesondere drei Kategorien potentieller Risiken: Einmal ist es denkbar, daß die Pflanze Unkrauteigenschaften entwickelt, die wegen der gentechnisch erzeugten Eigenschaft, z. B. Herbizid-, Insekten- oder Virusresistenz oder besonderer Überlebensfähigkeit der Pflanze, nicht angemessen bekämpft werden können. Weiterhin ist es möglich, daß die Eigenschaft durch Kreuzung der Nutzpflanze mit Wildverwandten oder verwandten Nutzpflanzen weitergegeben wird. Schließlich könnte ein Transfer des Gens auch auf andere Organismen stattfinden. Auch Gesundheitsgefahren durch Einschleusung eines Gens mit toxischen oder allergenen Eigenschaften sind gentechnikspezifisch (Abschn. 3.2.5). Schon zweifelhaft ist dagegen die Einordnung von Gesundheitsrisiken aufgrund unspezifischer Veränderungen des Stoffwechsels der Pflanze (z. B. veränderte Stoffmetabolisierung). Man kann sie als gentechnikspezifisch ansehen, weil sie auf der Einschleusung eines fremden Gens beruhen. Dieses Risiko könnte aber auch nach Saatgutverkehrs- und/oder Pflanzenschutzrecht zu beurteilen sein, weil derartige Probleme auch bei konventionellen Züchtungen auftreten können.

Andere mögliche gesundheitliche oder ökologische Wirkungen bleiben jedoch im Anwendungsbereich des Saatgutverkehrsrechts beziehungsweise hinsichtlich düngemittel- oder herbizidspezifischer Risiken des Düngemittel- oder Pflanzenschutzrechts. Nicht gentechnikspezifisch und daher nach Saatgutverkehrsrecht sind z. B. zu beurteilen die Qualität der gentechnisch veränderten Pflanzen im Vergleich zu einer konventionellen Pflanze, die mögliche stärkere Empfindlichkeit der Pflanze gegenüber Streßfaktoren und Schadorganismen sowie deren gegebenenfalls größerer Düngemittel- und Herbizidbedarf (VG Berlin, ZUR 1996, 147, 150 f.). Im letzteren Fall greift auch das Düngemittel- und Pflanzenschutzrecht ein, wobei die Abgrenzung zum Saatgutverkehrsrecht schwierig ist. Die Überlebensfähigkeit einer Pflanze als Umweltrisiko ist nach dem Gentechnikgesetz zu prüfen; als positive Eigenschaft hat sie jedoch auch eine saatgutverkehrsrechtliche Bedeutung.

854. Die Aufspaltung der Prüfung der Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf mehrere Stoffgesetze ist umweltpolitisch unbefriedigend und sollte nach dem Vorbild des Arzneimittelrechts (VO 2309/93/EG), Pflanzenschutzrechts (RL 91/414/EG), Futtermittelrechts (Zusatzstoffe; RL 93/114 und 94/40/EG) und künftig des Saatgutverkehrsrechts (vgl. Abschn. 3.2.7.3; Tz. 875, 920) zugunsten einer einheitlichen „sektoralen" Zulassung überwunden werden („one door – one key"; vgl. Art. 10 Abs. 2 Freisetzungsrichtlinie). Obwohl mit der Sektoralisierung auch Nachteile verbunden sind – Verlagerung der Zuständigkeit von der Generaldirektion XI zu anderen Generaldirektionen, zum Teil auch völlige Verdrängung der mitgliedstaatlichen Zuständigkeit –, erscheint sie doch sinnvoll, um eine dem Sachbereich angemessene Zulassungspraxis sicherzustellen (KOM (94) 219 endg.; SCHWEIZER und CALAME, 1997, S. 44; SCHENEK, 1995, S. 139; GLOEDE et al., 1993, S. 299). Diese Einschätzung setzt aber voraus, daß es nicht zu einer Verwässerung der Risikokonzeption der Freisetzungsrichtlinie kommt. Außerdem erscheint es nicht sinnvoll, auch schon die Zulassung von Freisetzungen zu sektoralisieren, da in diesem Stadium die wirtschaftliche Verwertbarkeit gentechnisch veränderter Organismen und die konkreten Verwendungszwecke noch nicht feststehen und eine Entscheidung für ein bestimmtes sektorales Verfahren noch nicht ohne weiteres getroffen werden kann (abw.: Rat für Forschung, Technologie und Innovation, 1997, S. 67). Auch hinsichtlich des Inverkehrbringens verarbeiteter, gentechnisch veränderter Produkte, wie Lebens- oder Futtermittel, ist zu erwägen, dem Hersteller ein Optionsrecht zwischen einer separaten Zulassung des Ausgangsprodukts (z. B. Saatgut) im gentechnischen/saatgutverkehrsrechtlichen Verfahren und einer weiteren Zulassung des verarbeiteten Produkts (z. B. Lebensmittel) im stoffrechtlichen Zulassungsverfahren oder einer einheitlichen Zulassung von Ausgangs- und verarbeitetem Produkt in einem konzentrierten sektoralen Verfahren einzuräumen; von der ersteren Möglichkeit wird der Hersteller insbesondere Gebrauch machen, wenn eine Verwendung zu mehreren Zwecken (z. B. gentechnisch veränderter Raps als Futtermittel und Rapsöl als Lebensmittel) in Betracht kommt. Um Wettbewerbsverzerrungen durch unterschiedliche Behördenzuständigkeiten und die daraus gegebenenfalls folgenden unterschiedlichen behördlichen Risikokonzeptionen zu vermeiden, liegt es dann allerdings nahe, unabhängig von der Entscheidungsbefugnis im Verhältnis zum Antragsteller die (gegebenenfalls behördeninterne) Zuständigkeit für die gentechnische Risikoermittlung und -bewertung ein und derselben Behörde anzuvertrauen.

855. Nach geltendem Recht stellt sich die Frage, wie zu verfahren ist, wenn im Einzelfall die Aufspaltung der Prüfung der Risikolage nicht gerecht wird oder die Prüfung nach den anderen Gesetzen nicht weit genug reicht, um dem Anspruch des Gentechnikgesetzes auf bestmögliche Risikovorsorge gegenüber Risiken, die durch Gentechnik verursacht werden, zu genügen. Für diesen Fall dürfte das Gesamtrisiko bei der gentechnischen Beurteilung zu berücksichtigen sein (REHBINDER, 1995, S. 24; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 16 Rdnr. 33, § 22 Rdnr. 22). Die Einschränkung des Anwendungsbereiches des Gentechnikgesetzes muß ihre Grenzen in dem Anspruch des Gentechnikgesetzes finden, Mensch und Umwelt umfassend vor den Risiken der Gentechnik zu schützen. Soweit Prüfungen nach anderen Fachgesetzen diesem Anspruch nicht genügen,

kommt eine residuale Prüfung nach dem Gentechnikgesetz in Betracht. Zu erwägen ist dies insbesondere für größeren Einsatz von Pflanzenschutzmitteln (Herbiziden) aufgrund großflächigen Anbaus von gentechnisch veränderten Kulturpflanzen (Tz. 880).

3.2.7.2 Zulassungsvoraussetzungen

Allgemeines

856. Die Zulassungsvoraussetzungen für die Freisetzung und das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen sind unterschiedlich formuliert. In beiden Fällen ist Genehmigungsvoraussetzung, daß nach dem Stand der Wissenschaft im Verhältnis zum Zweck der Freisetzung oder des Inverkehrbringens unvertretbare schädliche Einwirkungen auf die Schutzgüter des Gesetzes nicht zu erwarten sind (§ 16 Abs. 1 Nr. 3, Abs. 2 GenTG). Bei der Freisetzung kommt es – neben der Zuverlässigkeit und Sachkunde des Betreibers – zusätzlich darauf an, daß die nach dem Stand von Wissenschaft und Technik erforderlichen Sicherheitsvorkehrungen getroffen werden (§ 16 Abs. 1 Nr. 2 GenTG). Es ist anerkannt, daß das Genehmigungserfordernis des § 16 Gentechnikgesetzes nicht nur dem Schutz gegen Gefahren, sondern auch der Vorsorge gegen Risiken der Gentechnik unterhalb der Gefahrenschwelle dient (§§ 1 Nr. 1, 6 Abs. 2 GenTG). Es sind daher auch Schadensmöglichkeiten zu berücksichtigen, die sich nur deshalb nicht ausschließen lassen, weil nach dem gegenwärtigen Wissensstand bestimmte Kausalzusammenhänge weder bejaht noch verneint werden können, also ein bloßes Gefährdungspotential besteht, sofern Anhaltspunkte für eine Schadensmöglichkeit gegeben sind (VG Berlin, NVwZ-RR 1994, 150, 152; ZUR 1996, 147, 148; VG Gießen, NVwZ-RR 1993, 534, 537 f.; WAHL und MELCHINGER, 1994, S. 979; LADEUR, 1992, S. 255 ff.; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 6 Rdnr. 16 ff.). Für die Risikoermittlung und Risikobewertung besitzt die zuständige Behörde nach der Rechtsprechung einen gerichtlich nicht überprüfbaren Beurteilungsspielraum (OVG Berlin, NVwZ 1995, 1023, 1024 f.; VG Berlin, ZUR 1996, 41, 43; ZUR 1996, 147, 148). Die damit verbundene „Prozeduralisierung“ der Genehmigungsentscheidung – sie wird grundsätzlich nur auf Nachvollziehbarkeit und wissenschaftliche Vertretbarkeit überprüft – läßt sich in Parallele zum Atomrecht (BVerwGE 72, 300, 316) mit der Komplexität der zu beurteilenden Sachverhalte, der Einschaltung sachverständiger Gremien und der weitgehenden Öffentlichkeitsbeteiligung (die allerdings beim Inverkehrbringen nicht vorgesehen ist) rechtfertigen (JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 294). Allerdings erstreckt sich der Beurteilungsspielraum der Verwaltung nicht auf die Auslegung der Genehmigungsvoraussetzungen, insbesondere die Bestimmung der Schutzgüter und des Begriffs der Schädlichkeit einer Einwirkung.

857. Die Interpretation des Schutzanspruchs des Gentechnikgesetzes im Sinne der Vorsorge steht im Einklang mit der Freisetzungsrichtlinie, wenngleich Artikel 4 der Richtlinie nach seinem Wortlaut nur zu verlangen scheint, daß eine Gefährdung von Mensch und Umwelt verhütet wird. In anderen Vorschriften der Richtlinie ist aber von der Abschätzung und Kontrolle der Risiken oder gar potentiellen Risiken der Gentechnik die Rede (Art. 2 Nr. 8, Art. 10 sowie die Erwägungsgründe der Richtlinie). Der Begriff der Gefährdung ist daher im Sinne einer umfassenden Risikovorsorge zu verstehen (SCHWEIZER und CALAME, 1997, S. 40 f.; SCHENEK, 1995, S. 182 f., 199 ff.; von KAMEKE, 1995, S. 44). Allerdings besitzt die Kommission beziehungsweise der Rat im Verfahren nach Artikel 13 Abs. 3, 21 Freisetzungsrichtlinie einen erheblichen Beurteilungsspielraum für die Einschätzung der Wahrscheinlichkeit und Schädlichkeit der Gesundheits- und Umweltauswirkungen gentechnisch veränderter Organismen.

Schutzgüter

858. Schutzgüter des Gentechnikrechts sind in erster Linie Leben und Gesundheit des Menschen. Daher erstreckt sich die Prüfung im Genehmigungsverfahren etwa auf das Entstehen toxischer Stoffe in gentechnisch veränderten Pflanzen aufgrund einer veränderten Metabolisierung oder auf das Entstehen allergener Eigenschaften und auf die gesundheitlichen Folgen der Resistenz von Nutzpflanzen gegen bestimmte Antibiotika.

859. Gleichrangig neben dem Menschen schützt das Gesetz Tiere und Pflanzen und die sonstige Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge. Der Einzelschutz von Tieren und Pflanzen besitzt besondere Bedeutung für Kulturpflanzen; sie werden – im Gegensatz zum Erntegut und Produkten aus Pflanzen – nicht etwa als Sachgüter, sondern als Teil der (kultürlichen) Umwelt geschützt (vgl. § 7 Abs. 1 S. 3 GenTG). Als Beispiele für schutzgutrelevante potentielle Risiken für Kulturpflanzen zu nennen sind das Auskreuzen von Genen auf nicht gentechnisch veränderte Pflanzen der gleichen Art oder verwandte Kulturpflanzen oder die Resistenzbildung von Schadinsekten als Folge des Anbaus gentechnisch erzeugter insektenresistenter Pflanzen. Allerdings kommt bei Nutzpflanzen – im Gegensatz zu Nutztieren, wo Tierschutzgesichtspunkte ins Spiel kommen – realistischerweise nur ein „kollektiver Individualschutz“, das heißt der Schutz eines zahlenmäßig erheblichen Kollektivs von Nutzpflanzen, in Betracht, und es bedarf einer gewissen Dauer und Intensität der Einwirkung (VG Berlin, ZUR 1996, 147, 150 f.). Der Begriff der Umwelt umfaßt nicht nur die einzelnen Umweltelemente Wasser, Boden, Luft sowie, soweit erhebliche Einwirkungen vorliegen, einzelne Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen, sondern auch die Umwelt in ihrem Wirkungsgefüge, also die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts im ganzen. Vom Gesetz wird ein umfassender Schutz des natürlichen Wirkungsgefüges der Umwelt hinsichtlich der Wechselwirkungen der abiotischen und biotischen Naturfaktoren angestrebt (JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 295; KOCH und IBELGAUFTS, 1994, § 1 Rdnr. 26; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 1 Rdnr. 19, § 13 Rdnr. 24 f., § 16 Rdnr. 15). Erfaßt werden daher potentielle Risiken für die Funktionsfähigkeit ökologischer Systeme oder Biotope oder die mögliche Gefährdung der Artenvielfalt zum Beispiel durch Aus-

kreuzung gentechnisch veränderter Eigenschaften auf verwandte Wildpflanzen, Verwilderung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen und Verdrängung anderer Pflanzen und Lebensgemeinschaften aufgrund größerer Fitneß, und auch durch horizontalen Gentransfer über Artgrenzen hinweg.

860. Der – im Hinblick auf die fehlende Nennung in der Freisetzungsrichtlinie jedenfalls beim Inverkehrbringen EG-rechtlich problematische – Sachgüterschutz besitzt besondere Bedeutung für Beeinträchtigungen von benachbarten Betrieben, die ökologischen Landbau betreiben. In der Sache geht es dabei aber weniger um „sachbezogene" Beeinträchtigungen des Ernteguts durch Eintrag von Fremdgenen oder Ausbreitung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen der gleichen Art – sie sind nur gegeben, wenn das Erntegut zerstört wird, ungenießbar ist oder gesundheitliche Bedenken beim Verzehr bestehen (VG Berlin, ZUR 1996, 147, 150) –, als um Vermögensschäden durch Beeinträchtigung legitimer wirtschaftlicher Nutzungen der Umwelt. Diese werden als solche durch das Gentechnikgesetz nicht geschützt (JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 296; abw. ROLLER und JÜLICH, 1996, S. 74 ff.). Ihre Beeinträchtigung kann aber gegebenenfalls einen Ausgleichsanspruch analog § 906 Abs. 2 BGB auslösen (BGHZ 90, 255, 262).

Schädliche Einwirkungen

861. Der in § 16 Abs. 1 und 2 Gentechnikgesetz angestrebte Schutz des Menschen und der Umwelt bezieht sich nicht auf Einwirkungen durch gentechnisch veränderte Organismen schlechthin, sondern nur auf schädliche Einwirkungen. Gleichwohl werden in der bisherigen Genehmigungspraxis des Robert-Koch-Instituts auf Veranlassung des Umweltbundesamtes als Einvernehmensbehörde bei Freisetzungsanträgen die zu erwartenden Einwirkungen zunächst isoliert und ihre Minimierung unabhängig von der Feststellung der Schädlichkeit angestrebt (FISAHN, 1996, S. 40 f.; NÖH, 1996). Dies erscheint für den Schutz der Umwelt günstig. Es kann aber dazu führen, daß die Grenzen des in § 16 in Verbindung mit §§ 1 Nr. 1, 6 Abs. 2 Gentechnikgesetz niedergelegten Vorsorgeprinzips überschritten und dem Antragsteller durch die Notwendigkeit, Pachtverträge für größere Isolierflächen abzuschließen, unverhältnismäßige Kosten auferlegt werden, selbst wenn man in Rechnung stellt, daß insbesondere bei Wirkungen auf die natürliche Umwelt die Abgrenzung zwischen Schädlichkeit (Risiko) und Unschädlichkeit (Restrisiko) schwer zu treffen ist (vgl. aber WINTER, 1996, S. 104, 108 f.). Das Vorsorgeprinzip verlangt Maßnahmen zur Reduzierung von Umweltrisiken nur soweit, als Anhaltspunkte für eine Schadensmöglichkeit gegeben sind. Im einzelnen bestehen zwar nicht unerhebliche Meinungsverschiedenheiten darüber, wie greifbar die Anhaltspunkte für ein Gefährdungspotential als Vorsorgeanlaß sein müssen. Zum Teil wird eine Begrenzung auf empirisch verfügbares Risikowissen vertreten; zu Recht läßt man aber überwiegend auch theoretische Überlegungen und Berechnungen (hypothetisches Risiko) genügen, wobei sich die weitere Frage nach dem erforderlichen Ausmaß der wissenschaftlichen Substantiierung stellt (für eine eher weite Konzeption: VG Gießen, NVwZ-RR 1993, 534, 537; LADEUR, 1992, S. 256 ff.; MURSWIEK, 1990, S. 213; tendenziell eher enger: HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 6 Rdnr. 18 f.; di FABIO, 1991, S. 355, 357; OSSENBÜHL, 1986, S. 166). Die Einbeziehung rein spekulativer Risiken wird jedoch allgemein abgelehnt (vgl. VG Gießen, a. a. O.; van den DAELE et al., 1996, S. 262 f., 267 f.; WAHL und MELCHINGER, 1994, S. 979; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 6 Rdnr. 19; OSSENBÜHL, 1986, S. 166). Beschränkungsmaßnahmen gegenüber Einwirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf die Umwelt, die nicht als schädlich qualifiziert werden können, liegen im Bereich eines bloß spekulativen Risikos. Letztlich könnte hinter der Praxis weniger die Sorge um die Umwelt als das Bemühen um Vermeidung politischer Verantwortung und um Akzeptanzbeschaffung stehen. Sie ist nur dann rechtlich nicht zu beanstanden, wenn das Robert-Koch-Institut ausschließlich die vom Antragsteller selbst vorgeschlagenen Sicherungsmaßnahmen beurteilt. Zur Minderung des Restrisikos können zwar Empfehlungen an die Betreiber gerichtet werden, Markergene und überflüssige Steuersequenzen zu entfernen, jedoch handelt es sich nach dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse nicht um Risiken, die Anlaß zur Besorgnis geben und deshalb Gegenstand einer behördlichen Regelung sein könnten (vgl. Abschn. 3.2.5.1.2, insbes. Tz. 794; 843). Eine solche Empfehlung zur Vermeidung von Markergenen, die Resistenzen gegen therapeutisch bedeutende Antibiotikaklassen oder gegen Herbizide bewirken, ist von der Zentralen Kommission für die biologische Sicherheit ausgesprochen worden (ZKBS, 1997b; vgl. auch Tz. 863).

862. Bei der Feststellung und Bewertung schädlicher Einwirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf den Menschen und die Umwelt lassen sich in der Genehmigungspraxis des Robert-Koch-Instituts zu Freisetzungen (vgl. FISAHN, 1996, S. 30 ff.) verschiedene Schritte unterscheiden:

- Charakterisierung des betreffenden gentechnisch veränderten Organismus (einschließlich Spender- und Empfängerorganismen und Vektoren) und seiner Eigenschaften
- Feststellung potentiell schädlicher Eigenschaften und Wirkungen dieses Organismus
- Ermittlung der Auswirkungen dieser Eigenschaften und Wirkungen auf den Menschen, auf Pflanzen und Tiere und die Umwelt
- Ermittlung der Wahrscheinlichkeit, daß die Auswirkungen eintreten
- Ermittlung der nach Vornahme von Sicherungsmaßnahmen verbleibenden Wahrscheinlichkeit, daß diese Auswirkungen eintreten
- Bewertung der Schädlichkeit nach Art und Höhe (ggf. einschließlich Reversibilität)
- Bewertung, ob die schädlichen Auswirkungen vertretbar sind.

Diese Schritte lassen sich freilich nicht stets analytisch klar voneinander trennen. Dies gilt für die im Stoffrecht geläufige – aber auch in § 7 Abs. 1 S. 3 GenTG angelegte – Unterscheidung zwischen (organismus-)immanentem Risikopotential und der durch Ausbreitung und Exposition verursachten Auswirkung auf den Menschen oder die Umwelt. Sie ist allgemein brauchbar, versagt aber, wenn das eigentliche Risiko im Dominantwerden eines gentechnisch veränderten Organismus liegt (WINTER, 1996, S. 110). Auch eine stringente Unterscheidung zwischen Schädlichkeit und Vertretbarkeit einer Auswirkung ist vielfach nur schwer zu treffen.

863. Beim Gesundheitsschutz werden pathogene, toxische oder allergene Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen, besonders Pflanzen – unabhängig davon, ob diese Eigenschaften unmittelbar auf einem eingeschleusten Gen beruhen oder mittelbar durch Veränderung der Stoffwechselvorgänge in der betreffenden Pflanze verursacht werden –, grundsätzlich als schädlich eingestuft, sofern kritische Konzentrationen überschritten werden und eine Exposition von Menschen oder Tieren gegeben ist (VG Berlin, ZUR 1996, 47; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 16 Rdnr. 15). Insoweit spielen auch fehlende Selektionsvorteile der betreffenden Pflanze und die dadurch bedingte mangelnde Fähigkeit, sich auf Dauer in der natürlichen Umwelt zu etablieren, keine ausschlaggebende Rolle, da und soweit eine Exposition von Menschen und Tieren nicht ausgeschlossen ist. Bewertungsprobleme bestehen allerdings bei der Resistenz von Kulturpflanzen gegen Antibiotika, und zwar insoweit, als ein horizontaler Gentransfer auf Mikroorganismen in Frage steht. Im Hinblick auf die schweren Gesundheitsschäden, die Antibiotikaresistenzen für einzelne Kranke zur Folge haben können, sollte auch eine sehr entfernte und im Vergleich zum natürlichen bakteriellen Genaustausch äußerst geringe Wahrscheinlichkeit eines horizontalen Gentransfers (Abschn. 3.2.5.1, 3.2.5.2) dennoch auf dem Wege der Vorsorge praktisch ausgeschlossen werden. Diese Problematik ist anders zu bewerten, als potentielle Risiken durch sonstige Markergene und überflüssige Steuersequenzen (Tz. 861).

864. Hinsichtlich der Bewertung von Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf die Umwelt, insbesondere auf Kulturpflanzen und den Naturhaushalt im ganzen, können als Richtschnur grundsätzlich die Maßstäbe des Naturschutzrechts herangezogen werden (JÖRGENSEN, 1996, S. 16 f.), jedoch fehlt es bisher an einem geschlossenen Konzept. Aus der Genehmigungspraxis sowie aus den gerichtlichen Entscheidungen lassen sich einige wichtige Argumentationsmuster entnehmen (vgl. FISAHN, 1996, S. 41 ff.). Die Ausbreitung und Übertragung von Genen an sich, etwa durch Auskreuzung auf verwandte Nutz- oder Wildpflanzen oder durch Verwilderung gentechnisch veränderter Nutzpflanzen, wird noch nicht als schädlich angesehen. Vielmehr erfolgt, abgesehen von der Ökotoxizität gentechnisch veränderter Organismen, eine Bewertung nach dem Maßstab der Natürlichkeit (Gleichartigkeit/Ungleichartigkeit) und des Selektionsvorteils (FISAHN, 1996, S. 38 ff.).

Anhand des Maßstabs der Gleichartigkeit/Ungleichartigkeit werden die Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen mit denen natürlicher Prozesse oder konventioneller Züchtungen verglichen. Handelt es sich um Auswirkungen, die in gleicher Weise in der Natur ablaufen oder durch konventionelle Züchtungen verursacht werden können, so gelten die Auswirkungen als nicht schädlich (oder doch vertretbar). In beiden Fällen können sich neue Eigenschaften in der Umwelt ausbreiten. Es ist anzunehmen, daß sich die Natur hierauf eingestellt hat (SALZWEDEL, 1995, S. 771 f.). Wenn man den höheren Sicherheitsstandard des Gentechnikrechts gegenüber dem für konventionelle Züchtungen anwendbaren Saatgutverkehrsrecht berücksichtigt, so sind die Auswirkungen bei einem auch nur geringen Nutzen jedenfalls vertretbar (van den DAELE et al., 1996, S. 292). Handelt es sich um neuartige Prozesse, so liegt keine Schädlichkeit per se vor, vielmehr muß eine besondere Bewertung erfolgen. Dieser Ansatz ist bei Freisetzungen grundsätzlich richtig. Beim Inverkehrbringen ist seine Tragfähigkeit begrenzt. Im Hinblick auf den möglichen massenweisen Einsatz eines gentechnisch veränderten Organismus ist es denkbar, daß die Auswirkungen nicht mehr mit natürlichen Prozessen vergleichbar sind (vgl. JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 296; FISAHN, 1996, S. 38 f., 42 f., 48; Tz. 876 f.). So können sich auch durch natürliche Mutation insektenresistente Pflanzen entwickeln. Werden diese aber massenhaft angebaut, so müssen die Folgen für den Naturhaushalt gesondert bewertet werden.

865. Selektionsvorteile aufgrund Ausbreitung und gesteigerter Überlebensfähigkeit sind erheblich, weil sie zur Etablierung der gentechnisch veränderten Pflanze in der Natur oder gar zu ihrer Dominanz führen können. Fehlt es an einem (neuen) Selektionsvorteil gegenüber anderen Pflanzen, so liegt grundsätzlich keine schädliche Auswirkung vor. Ist er gegeben, so muß dieser Vorteil nach Art und Ausmaß der Folgen für den Naturhaushalt bewertet werden (FISAHN, 1996, S. 44, 48), wobei etwa Erfahrungen hinsichtlich der Einbürgerung fremder Pflanzen heranzuziehen sind (SUKOPP und SUKOPP, 1994). Die Problematik solcher Bewertungen liegt in dem weiten Zeithorizont, in dem Einbürgerungsprozesse ablaufen, und in der Komplexität des Naturhaushalts. Wenngleich im Zulassungsverfahren Langzeitwirkungen durchaus zu berücksichtigen sind, liegen die hier erheblichen Zeiträume doch jenseits der zeitlichen Problemverarbeitungskapazität eines präventiven Eröffnungskontrollverfahrens (vgl. Tz. 878 f.). Es kommt hinzu, daß noch erhebliche Wissenslücken hinsichtlich der komplexen Vorgänge in Ökosystemen bestehen und der Naturhaushalt als Referenzsystem für die Bewertung keinen festen Maßstab darstellt, sondern erhebliche Wertungsspielräume eröffnet. Bei der Bewertung der Schädlichkeit wird implizit entschieden, welche Art von Natur eine Gesellschaft schützen will (Problem der Natürlichkeit; vgl. WAHL, 1997, § 1 Rdnr. 23; JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 296).

Diese Risikokriterien gelten – abgesehen davon, daß Sicherungsmaßnahmen in diesem Stadium vielfach nicht mehr in Betracht kommen und das Risiko unabhängig hiervon bewertet werden muß – im Grundsatz auch für das Inverkehrbringen, gleich ob es sich um Entscheidungen der deutschen Zulassungsbehörde oder um solche der Europäischen Kommission bzw. des Rats handelt. Im Gegensatz zur Freisetzung gibt es allerdings bisher keine harmonisierten Leitlinien. Ein wesentlicher Unterschied zwischen dem nationalen Zulassungsverfahren und dem Zulassungsverfahren der EU-Organe besteht aber darin, daß hier das Gewicht wissenschaftlich begründeter fachlicher Bewertung stark hinter politischen Erwägungen (deren Richtung nicht ein für allemal feststeht) zurücktritt. Eine vertiefte fachliche Diskussion der jeweiligen wissenschaftlichen Erkenntnisse, die für die Beurteilung des Risikos erheblich sind, findet meist nicht statt. Vielmehr gewinnen unterschiedliche Risikophilosophien (z. B. unterschiedliche Auffassungen über die Relevanz spekulativer Risiken sowie über Beweislastkonzepte) und Akzeptanzerwägungen eine größere Rolle als im nationalen Kontext. Die Gründe für die Diskrepanz liegen einmal in der Doppelrolle des Regelungsausschusses als Gesetzgebungsorgan und Verwaltungsbehörde, in einem unzulänglichen Verfahrensmanagement und mangelnder fachlicher Ausstattung der Kommission sowie in jüngster Zeit im Vertrauensverlust der Kommission als Folge des BSE-Skandals. Vor allem aber sind gegenläufige Interessen und unterschiedliche fachliche Kompetenzen der Herstellerstaaten (neben Deutschland also Großbritannien, Frankreich, Niederlande und Dänemark) und der übrigen Mitgliedstaaten maßgeblich. Die Folge der Politisierung des Zulassungsverfahrens ist neben der Generierung problematischer Entscheidungen, daß die Weiterentwicklung und Harmonisierung der Risikobewertung für die Zulassung des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Organismen weitgehend auf die fachlich kompetentere OECD (Expert Group on Harmonization of Regulatory Oversight in Biotechnology) übergegangen ist, die zu allgemeinen Fragen der Bewertung und einzelnen gentechnisch veränderten Pflanzen fortlaufend sogenannte Consensus-Papiere erstellt.

Wahrscheinlichkeit schädlicher Wirkungen

866. Nach § 16 Abs. 1 Nr. 3, Abs. 2 Gentechnikgesetz ist die Genehmigung zu erteilen, wenn schädliche Auswirkungen für Mensch oder Umwelt nicht zu erwarten sind. Dies bedeutet, daß Gefahren und Risiken für den Menschen und die Umwelt unwahrscheinlich sein, das heißt, nach dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnis ausgeschlossen sein müssen. Hierbei handelt es sich um einen strengen Maßstab, der allerdings dadurch in seinen Auswirkungen begrenzt wird, daß spekulative Risiken nicht zu berücksichtigen sind (Tz. 861, 921). Insoweit gehört das Fehlen wissenschaftlicher Erkenntnisse zum Restrisiko. Daran ändert auch die Beweislast des Antragstellers für die Genehmigungsvoraussetzungen (so zum Pflanzenschutzrecht: BVerwGE 81, 12, 15 ff.) nichts. Es sind daher auch keine grundsätzlichen Einwände gegen die Tendenz in der Genehmigungspraxis zu erheben, beim Fehlen ernstzunehmender Anhaltspunkte die Wahrscheinlichkeit schädlicher Auswirkungen zu verneinen (abw.: JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 297). Auf jeden Fall können Zweifel hinsichtlich der Wahrscheinlichkeit durch das Vertretbarkeitsurteil überspielt werden (vgl. zum Pflanzenschutzrecht BVerwGE 81, 12, 16).

Vertretbarkeit schädlicher Wirkungen

867. In der Genehmigungspraxis hat die Möglichkeit, gentechnisch veränderte Organismen trotz festgestellter schädlicher Wirkungen zuzulassen, weil diese Wirkungen im Verhältnis zum Zweck der Freisetzung vertretbar sind, bisher keine Rolle gespielt; soweit das Robert-Koch-Institut auf die Vertretbarkeit abgestellt hat, war damit offenbar eine Einschätzung der Schädlichkeit gemeint (FISAHN, 1996, S. 37; JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 294 f.).

Die gesetzliche Regelung ist im Schrifttum unter verfassungs- und europarechtlichen Gesichtspunkten auf Kritik gestoßen, weil sie eine Risiko-Nutzen-Abwägung ermöglicht (vgl. DRESCHER, 1994, S. 296; JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 294 f. m. w. Nachw.). Die Offenheit der Abwägung gilt als verfassungsrechtlich bedenklich, da der staatlichen Pflicht zum Schutz von grundrechtlich geschützten Rechtsgütern nicht ausreichend Rechnung getragen werde. Zum anderen sei die mit der Vertretbarkeitsklausel verbundene Relativierung des Rechtsgüterschutzes nicht mit der EG-Freisetzungsrichtlinie vereinbar, die eine strikte Gefahrenabwendung verlange. Mit der heute herrschenden Meinung geht der Umweltrat davon aus, daß bei der Genehmigung der Freisetzung und des Inverkehrbringens von gentechnisch veränderten Organismen der Zweck jedenfalls die nach dem Stand der Wissenschaft zu erwartenden Gefahren nicht überspielen kann. § 16 Abs. 1 Nr. 3, Abs. 2 Gentechnikgesetz ist so zu interpretieren, daß eine Genehmigung nur dann erteilt werden darf, wenn die Prüfung zu dem Ergebnis kommt, daß nach dem Stand der Wissenschaft schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt im Sinne von Gefahren ausgeschlossen sind. Eine Risiko-Nutzen-Abwägung kann aber im Vorsorgebereich erfolgen (HUBER, 1996, S. 283; JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 295, 298; WINTER, 1996, S. 106; REHBINDER, 1995, S. 20 f.; KOCH und IBELGAUFTS, 1994, § 16 Rdnr. 14 f.). Auch wenn dem Gentechnikgesetz ein lediglich zweistufiges Risikokonzept zugrunde liegt, bei dem grundsätzlich nur zwischen Risikoabwehr und Restrisiko zu unterscheiden ist (WAHL und APPEL, 1995, S. 104 ff.), folgt die Berechtigung einer derartigen Differenzierung aus Verhältnismäßigkeitsüberlegungen: Je geringer die Wahrscheinlichkeit der möglichen schädlichen Wirkungen ist, desto eher öffnet sich der staatliche Schutz für gegenläufige Interessen. Die Zulässigkeit der Abwägung ist nicht auf Fälle unvermeidbar schädlicher Nebenwirkungen beschränkt, wie sie zum Beispiel bei Arzneimitteln, Pflanzenschutzmitteln oder Bioziden geläufig sind (so JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 295, 298; WINTER, 1996, S. 106). Vielmehr ist ihr im Hinblick auf den Förderungszweck des Gesetzes (§ 1

Nr. 2 GenTG) auch im übrigen ein Anwendungsfeld eröffnet; die Vermeidbarkeit spielt nur als Kriterium für die Gewichtung des Nutzens der Freisetzung oder des Inverkehrbringens eine Rolle. Weniger umweltbeeinträchtigende Alternativen sind – wie bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln – jedenfalls bei Inverkehrbringungsanträgen bei der Abwägung zu berücksichtigen (BVerwGE 81, 12, 16; JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 295, 298). Dies sollte auch für nichtgentechnische Alternativen gelten (vgl. § 574 Abs. 2 UGB-KomE 1997).

Die Europäische Kommission hat in ihrer bisherigen Zulassungspraxis sowie in allgemeinen Verlautbarungen eine Risiko-Nutzen-Abwägung grundsätzlich abgelehnt, ist jedoch, wie der Fall des Bovinen Somatotropins (BST) zeigt, bereit, im Einzelfall anders zu entscheiden (vgl. KOM (93) 331 endg.; Abl. 1994 Nr. L 366/19; von KAMEKE, 1995, S. 89 ff.).

3.2.7.3 Sonderprobleme des Inverkehrbringens landwirtschaftlicher Nutzpflanzen

868. Saatgut aus gentechnisch veränderten Pflanzen unterliegt neben dem Gentechnikgesetz auch den Vorschriften des Saatgutverkehrsgesetzes. Dieses Gesetz dient – wenngleich mit abweichender Regelungstechnik – der Umsetzung der Saatgutrichtlinien der EG, insbesondere der Richtlinie 70/457/EWG, die ein harmonisiertes Zulassungsverfahren mit grundsätzlich gemeinschaftsweiter Wirkung nationaler Zulassungen einführt (Art. 15; Ausnahmen: Art. 15 Abs. 2 bis 5, 19). Das Gesetz bezweckt den Schutz des Saatgutverwenders und der Versorgung der Landwirte und des Gartenbaus mit qualitativ hochwertigem Saatgut. Der Schutz wird dadurch bewirkt, daß nur in einem besonderen Verfahren anerkanntes beziehungsweise zugelassenes Saatgut in den gewerbsmäßigen Verkehr gebracht werden darf. Voraussetzung für die Anerkennung als Saatgut ist dabei insbesondere die Zulassung der Sorte nach § 30 Saatgutverkehrsgesetz (§ 4 Abs. 1 Nr. 1 Buchst. a SaatG). Dies gilt aber nur für im Artenverzeichnis der Anlage zum Gesetz genannte Arten, nicht für Zierpflanzen, Sträucher und Bäume, die grundsätzlich frei in Verkehr gebracht werden können (mit der partiellen Ausnahme forstwirtschaftlichen Saatguts, das aus zugelassenen Vermehrungsbetrieben stammen muß).

Eine Sorte wird nach § 30 Abs. 1 Saatgutverkehrsgesetz zugelassen, wenn sie unterscheidbar, homogen und beständig ist, landeskulturellen Wert hat sowie durch eine eintragbare Sortenbezeichnung bezeichnet ist.

869. Von besonderer Bedeutung für gentechnisch hergestellte Pflanzen ist dabei – neben der Beständigkeit – die Zulassungsvoraussetzung des landeskulturellen Wertes (§ 30 Abs. 1 Nr. 4 SaatG; vgl. Abschn. 3.2.6.3). Dieses Erfordernis stellt nach der Zulassungspraxis eine hohe Hürde dar; nur 6 bis 9 % der Anträge werden positiv beschieden. Nach § 34 Saatgutverkehrsgesetz hat eine Sorte landeskulturellen Wert, „wenn sie in der Gesamtheit ihrer wertbestimmenden Eigenschaften gegenüber den zugelassenen vergleichbaren Sorten eine deutliche Verbesserung für den Pflanzenbau, die Verwertung des Ernteguts oder die Verwertung aus dem Erntegut gewonnener Erzeugnisse erwarten läßt". Die gesundheitliche Unbedenklichkeit ist nicht im Begriff des landeskulturellen Wertes enthalten. Sie ist – außer bei Gemüsesorten – nicht Zulassungsvoraussetzung, vielmehr sind Gesundheitsgefahren nur Widerrufsgrund (§ 52 Abs. 4 Nr. 3 SaatG). Dies schließt eine Berücksichtigung in der Zulassungsentscheidung nicht aus, wenn bereits zu diesem Zeitpunkt derartige Gefahren erkennbar sind und daher die erteilte Zulassung alsbald widerrufen werden müßte. Eine systematische Überprüfung findet jedoch in der Praxis nicht statt.

Das Erfordernis des landeskulturellen Wertes entfällt unter anderem bei Gemüse und gewissen Gräsersorten (§ 30 Abs. 2 S. 1 SaatG). Die Zulassung einer solchen Sorte kann nach § 30 Abs. 2 S. 2 Saatgutverkehrsgesetz versagt werden, wenn der Anbau die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen gefährdet.

Die allgemeinen Anforderungen der Wertprüfung, die sich aus dem Begriff des landeskulturellen Wertes ergeben, sind durch die Rechtsprechung des Bundesverwaltungsgerichts im Einklang mit den Vorgaben des EG-Rechts weitgehend geklärt (BVerwGE 62, 330; BVerwG, AgrarR 1985, 53; AgrarR 1980, 104; RdL 1987, 22).

Die Zulassung ist zwingend zu erteilen, wenn die neue Sorte in der Gesamtheit ihrer festgestellten wertbestimmenden Eigenschaften im Vergleich zu den wertbestimmenden Eigenschaften der bereits eingetragenen Sorte eine deutliche Verbesserung entweder in ihren Anbaueigenschaften („für den Pflanzenbau") oder in ihren Verwertungseigenschaften („für die Verwertung des Erntegutes oder die Verwertung aus dem Erntegut gewonnener Erzeugnisse") erwarten läßt.

870. Ferner ist eine Zulassung aufgrund einer Abwägung möglich, wenn die angemeldete Sorte in einer wertbestimmenden Eigenschaft besser, in anderen wertbestimmenden Eigenschaften aber schlechter ist als jede andere zugelassene Sorte (BVerwG, RdL 1987, 22, 24). Daher ist auch die Herbizid- oder Virusresistenz einer gentechnisch veränderten Pflanze oder ihre Beständigkeit gegen Trokkenheit oder Kälte durch den darin liegenden züchterischen Fortschritt ohne weiteres eine Eigenschaft, die die Anbaueigenschaften – Menge und Qualität des Ernteguts – verbessert und wertbestimmend ist. Bei korrespondierenden schlechteren Verwertungseigenschaften, zum Beispiel geringerem Stärkegehalt von Kartoffeln, schädlichen Inhaltsstoffen (Metaboliten), die entfernt werden müssen oder zum Beispiel schlechtere Backeigenschaften verursachen, hat eine Abwägung im Einzelfall stattzufinden. Das gleiche gilt, wenn bessere Verwertungseigenschaften, wie zum Beispiel Aufschub des Reife- oder Fäulnisvorgangs, mit geringerem Ertrag verbunden ist. Erkannte schädliche Inhaltsstoffe, die nicht entfernt werden können, würden die Zulassung ausschließen. Je bedeutender und wichtiger der züchterische Fortschritt sich in den verbesserten wertbestimmenden Eigenschaften der Sorte darstellt, um so schwächer

dürfen die Leistungen in den übrigen wertbestimmenden Eigenschaften sein. Als Beispiel mag die Züchtung einer krankheitsresistenten Pflanzensorte genannt werden, bei der „Schwächen in den Ertragseigenschaften gravierender sein dürfen, als wenn es sich um die Verbesserung einer relativ unbedeutenden Eigenschaft handeln" würde (BVerwG, RdL 1987, 22, 24). Dabei besitzt das Bundesamt für Sortenschutz als zuständige Behörde einen erheblichen Abwägungsspielraum (BVerwGE 62, 330, 337 ff.; BVerwG, RdL 1987, 22 f.).

871. Fraglich ist, ob ein positives Ergebnis der Wertprüfung durch zu erwartende negative Auswirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen auf die Umwelt mit der Folge ausgeglichen werden kann, daß im Ergebnis der landeskulturelle Wert zu verneinen wäre. Nr. 1.3 der Bekanntmachung Nr. 11/87 des Bundessortenamtes bestimmt, daß das Amt bei der Prüfung auch ökologische Gegebenheiten in Betracht zieht (ebenso BVerwGE 62, 330, 341). In welchem Maße dies geschieht, entscheidet das Amt im Einzelfall. Allgemeine Grundsätze haben sich offenbar noch nicht entwickelt (vgl. STEINBERGER, 1994).

872. Auch das EU-Recht ist insoweit unklar, legt aber eine restriktive Auslegung nahe. Die Richtlinie über den gemeinsamen Sortenkatalog von 1970 (70/457/EWG), die die gemeinschaftsrechtlichen Zulassungsvoraussetzungen enthält, beschränkt sich darauf, den landeskulturellen Wert als Zulassungsvoraussetzung niederzulegen (Art. 5 Abs. 4). In der Richtlinie von 1972 zur Festlegung von Merkmalen und Mindestanforderungen für die Prüfung von Sorten landwirtschaftlicher Pflanzenarten (Richtlinie 72/180/EWG, Teil B Nr. 34) wird das Verhalten der Sorte gegenüber Umweltfaktoren zum Gegenstand der Prüfung erklärt. Als gesichert kann daher nur gelten, daß die Anfälligkeit oder Tüchtigkeit neuer Pflanzen gegenüber Faktoren aus ihrer Umwelt, zum Beispiel für Streß oder Schadorganismen, zu berücksichtigen ist. Weitergehende mögliche Umweltfolgen, wie zum Beispiel die Verbreitung unerwünschter Eigenschaften, der Verdrängungseffekt gegenüber anderen Pflanzen (Nutz- oder Wildpflanzen) aufgrund besonderer Fitneß oder gar die Folgen einer stärkeren Düngemittel- oder Herbizidabhängigkeit der Landwirtschaft, sind bisher nicht Gegenstand der Prüfung.

873. Nach dem Saatgutverkehrsgesetz besteht die Möglichkeit, die Sortenzulassung zu widerrufen, wenn die Sorte keinen landeskulturellen Wert mehr hat oder ihr Anbau die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen gefährdet (§ 52 Abs. 4 Nr. 1 und 3 SaatG). Dies ist von Bedeutung, wenn sich nach der Zulassung von gentechnisch veränderten Pflanzensorten negative Folgen zeigen sollten. Damit kann theoretisch auch negativen Folgen Rechnung getragen werden, die sich aus einer weiteren Verbreitung des Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzensorten ergeben. Allerdings kann nach dem Wortlaut der Eingriffsermächtigung eine Überprüfung ökologischer Folgen nicht weiter gehen als bei der Zulassung. Auch der Gesundheitsschutz ist in § 2 Abs. 4 Nr. 1 Saatgutverkehrsgesetz verhältnismäßig eng im Sinne der herkömmlichen Gefahrenabwehr konzipiert. Die Widerrufsmöglichkeit gestattet lediglich, die Erfahrungen mit dem Anbau der betreffenden Sorten für die Entscheidung besser zu nutzen, als dies bei der auf einer Prognose beruhenden Erstzulassung möglich ist. Im übrigen fehlen für eine umfassende Nachkontrolle geeignete Voraussetzungen, da sich der einschlägige § 9 Abs. 1 Saatgutverkehrsgesetz lediglich auf das Vorliegen wichtiger Merkmale (Sortenechtheit) und den Gesundheitszustand des Saatgutes oder seines Aufwuchses bezieht.

874. Zusammenfassend liegen die Defizite des Saatgutzulassungsregimes vor allem darin, daß

- eine systematische Überprüfung der gesundheitlichen Risiken neuer Sorten nicht erfolgt und
- die Verbreitung unerwünschter Eigenschaften neuer Sorten in der Umwelt nicht kontrolliert werden kann.

Bei gentechnisch veränderten Sorten können diese Mängel durch das Zulassungsverfahren nach dem Gentechnikgesetz aufgefangen werden, bei konventionellen Züchtungen besteht eine Gesetzeslücke. Die Wertungswidersprüche zwischen Saatgutverkehrs- und Gentechnikrecht sind gesundheits- und umweltpolitisch jedenfalls insoweit kaum begründbar, als es sich um Wirkungen handelt, die in gleicher Weise auch bei konventionellen Pflanzensorten auftreten können (vgl. van den DAELE et al., 1996).

Eine konsistente Risikopolitik erfordert eine Verschärfung der Zulassungsvoraussetzungen für Saatgut. Sie bedürfte freilich bei Sorten, die harmonisierten Zulassungsverfahren unterliegen, das heißt Betarüben, Futterpflanzen, Getreide, Kartoffeln, Öl- und Faserpflanzen sowie Gemüse, einer Änderung oder jedenfalls Klarstellung des EU-Rechts. Die anstehende Novellierung des EU-Saatgutverkehrsrechts verfolgt bisher andere Ziele (Einbeziehung gentechnisch veränderter Organismen, Sicherung traditioneller Sorten).

875. Die Europäische Kommission hat im Jahre 1994 einen Vorschlag zur Änderung der saatgutverkehrsrechtlichen Richtlinien, insbesondere der Richtlinie 70/457/EWG, vorgelegt (ABl. 1994 Nr. C 29/1), der neben anderen Regelungen auf die Sektoralisierung der Zulassung gentechnisch veränderter Sorten abzielt. Danach wird die saatgutverkehrsrechtliche Zulassung auch für gentechnisch veränderte Sorten erteilt; es ist sicherzustellen, daß die Sorte für die menschliche Gesundheit und die Umwelt unbedenklich ist. Wird eine gentechnisch veränderte Sorte zugleich als Lebensmittel in den Verkehr gebracht oder ist die Sorte für die Herstellung neuartiger Lebensmittel bestimmt, so sind auch die Anforderungen der Verordnung über neuartige Lebensmittel (s. Tz. 892) zu beachten; insoweit ist im saatgutverkehrsrechtlichen oder einem separaten Verfahren auch eine Zulassung nach dieser Verordnung erforderlich, um die Eignung als Lebensmittel zu überprüfen (Art. 6 Abs. 1, 4. RL-Entwurf). Für Futtermittel gibt es dagegen gegenwärtig noch keine Sonderregelung. Gentechnisch veränderte Sorten werden einer Risikoabschätzung entsprechend der Freisetzungsrichtlinie unterworfen (Art. 6 Abs. 2 RL-Entwurf). Sobald die

entsprechenden Ausführungsbestimmungen erlassen sind, ist die Freisetzungsrichtlinie nicht mehr anwendbar. Das Europäische Parlament hat den Vorschlag im wesentlichen gebilligt. Seiner Forderung nach einer ausnahmslosen Kennzeichnung gentechnisch veränderter Sorten hat die Kommission im Juli 1997 letztlich zugestimmt, so daß mit einer baldigen Verabschiedung der Richtlinie zu rechnen ist. Sie wird eine Novellierung des Saatgutverkehrsgesetzes zur Folge haben (zu den dabei zu beachtenden Gesichtspunkten siehe Tz. 853).

3.2.7.4 Stufenkonzept und Inverkehrbringen

876. Die Zulassung des Inverkehrbringens und die zur Vorbereitung der Zulassung erforderliche Prüfung nach einem Gentechnikgesetz bauen regelmäßig auf der vorherigen Prüfung und Zulassung der Freisetzung sowie den bei der Freisetzung gewonnenen Erfahrungen auf. Obwohl im Katalog der Grundpflichten nach § 6 Gentechnikgesetz nicht ausdrücklich ausgesprochen, ergibt sich das Stufenkonzept doch mit hinreichender Deutlichkeit aus den Vorschriften über die Antragsunterlagen, wonach der Antragsteller Unterlagen aus den vorangegangenen gentechnischen Arbeiten und Freisetzungen beizufügen hat (§ 15 Abs. 3 GenTG), und aus der Mitteilungspflicht hinsichtlich der Erfahrungen mit der Freisetzung (§ 21 Abs. 4 GenTG). Im Grundsatz ist das Stufenkonzept daher verbindlich, mag es ausnahmsweise auch zulässig sein, unmittelbar eine Zulassung für das Inverkehrbringen zu erteilen (HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 16 Rdnr. 4, 5). In der EG-Freisetzungsrichtlinie ist das Stufenkonzept stärker ausgeprägt (Art. 5 Nr. 1, 10, 11 i. V. m. Anhang III), aber ebenfalls – entgegen der Auffassung der Kommission – nur als Regelmodell nicht zwingend ausgestaltet (SCHWEIZER und CALAME, 1997, S. 42; SCHENEK, 1995, S. 212 ff.). Im Regelfall vorheriger Zulassung der Freisetzung beschränkt sich dementsprechend § 6 in Verbindung mit Anlage 3 Gentechnik-Verfahrensordnung hinsichtlich der Angaben und Unterlagen beim Inverkehrbringen auf einige Zusatzinformationen zur Risikobeurteilung des Inverkehrbringens.

Der Grundgedanke des Stufenkonzepts geht dahin, daß in den vorangegangenen Freisetzungsversuchen ausreichendes Risikowissen über die Eigenschaften und das Verhalten der gentechnisch veränderten Organismen in der Umwelt generiert worden ist, um auf der Grundlage der zusätzlichen Angaben des Antragstellers über Art und Umfang der Verwendung und die vorgesehene Verbreitung sowie gegebenenfalls vorgesehene Kontrollmaßnahmen die Risiken des Inverkehrbringens beurteilen zu können. Dementsprechend hat der Gesetzgeber – im Einklang mit der Richtlinie – auch auf eine Öffentlichkeitsbeteiligung verzichtet (§ 18 Abs. 2 GenTG). Diese Annahme ist aber allenfalls gerechtfertigt, wenn beim Freisetzungsversuch eine Ausbreitung der gentechnisch veränderten Organismen, insbesondere Pflanzen, zum Beispiel durch Entwicklung von Unkrauteigenschaften, Kreuzung mit Wildpflanzen oder nicht veränderten Kulturpflanzen der gleichen Gattung oder Übertragung des Gens auf verwandte Kultur- und Wildpflanzen ausgeschlossen werden kann und deshalb ein biologisches Containment in Zukunft entbehrlich erscheint. Die – zu einem guten Teil durch Akzeptanzprobleme motivierten – strengeren Sicherheitsvorkehrungen bei der Freisetzung führen jedoch vielfach dazu, daß im Freisetzungsversuch derartiges Risikowissen nicht gewonnen werden kann. Das gleiche gilt, wenn die Zulassungsbehörde die entsprechenden Wirkungen zwar als möglich festgestellt, sie jedoch im Bereich des Restrisikos angesiedelt oder als vertretbar angesehen hat. Das Inverkehrbringen bedingt im Vergleich zum Freisetzungsversuch eine weiterreichende Offenheit des Systems (JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 298; WINTER, 1996, S. 94 f.); es ist mit diffusen Einwirkungsorten verbunden und kann durch Auflagen gegenüber dem Inhaber der Zulassung nicht ausreichend kontrolliert werden. Es kommt hinzu, daß selbst die Beschränkung des Inverkehrbringens auf einen bestimmten Verwendungszweck – im Gegensatz zur Indikationszulassung nach der EG-Pflanzenschutzrichtlinie (RL 91/414/EG) – nicht gegenüber dem Verwender durchgesetzt werden kann, wenn dieser nicht mit dem Inhaber der Zulassung identisch ist. Das Gesetz verlangt zwar bei Änderung des Verwendungszwecks ein neues Genehmigungsverfahren (§ 14 Abs. 1 Nr. 3 GenTG), und ein Inverkehrbringen zu einem nicht genehmigten Zweck ist rechtswidrig, dies zieht jedoch nicht ein entsprechendes Verwendungsverbot nach sich. Allerdings dürfte dieses Problem bei dem bisher häufigsten Fall der Beschränkung der Zulassung, nämlich der Zulassung zu Züchtungszwecken, in der Praxis keine Bedeutung besitzen. Das Grundproblem liegt aber darin, daß die „Übersetzung" aus dem kleinen Maßstab der Freisetzung in den großen des Inverkehrbringens eine nicht lediglich quantitative, sondern gegebenenfalls auch qualitative Veränderung zur Folge haben kann.

877. Die Prüfung nach § 16 Abs. 2 Gentechnikgesetz bezieht sich in erster Linie auf gentechnikspezifische Risiken für die Umwelt, die von der gentechnisch veränderten Pflanze selbst ausgehen. Dabei ist selbstverständlich zu berücksichtigen, daß die Pflanze in die Umwelt eingeführt, das heißt angebaut oder sonstwie verwendet wird, und sich als Folge vermehren und ausbreiten kann. Solche Folgen können bei der Freisetzungsgenehmigung aber nur unvollkommen berücksichtigt werden, da in diesem Stadium noch nicht absehbar ist, ob sich eine auf dem Markt verwertbare Pflanze gewinnen läßt und welche ökologischen Wirkungen mit einem späteren Anbau in großem Maßstab verbunden sein können. Bei der Freisetzungsgenehmigung sind, wie sich aus der Abwägungsklausel des § 16 Abs. 1 Nr. 3 Gentechnikgesetz ergibt, allein die Risiken der Freisetzung als solche zu bewerten (HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 16 Rdnr. 15 f., 25). Der zu berücksichtigende Zweck der Freisetzung ist primär der wissenschaftliche Versuch. (Es ist allerdings möglich, daß eine Freisetzung durch den Betreiber im Anschluß an einen Freisetzungsversuch zu gewerblichen Zwecken erfolgt, z. B. zur Bodenbehandlung; dann stellen sich ähnliche Probleme wie beim Inverkehrbringen.) Man mag bei der Freisetzung auch schon das spätere Vermarktungsziel bei der Ab-

wägung berücksichtigen, das Gesetz gestattet aber nicht schon die Einbeziehung von Risiken, die sich nicht aus der Freisetzung als solcher, sondern erst aus dem späteren Inverkehrbringen des gentechnisch veränderten Produkts ergeben; sonst hätte die Unterscheidung zwischen Freisetzungs- und Vermarktungszulassung keinen rechten Sinn. Die Aussagekraft der Freisetzung und der dabei gewonnenen Erfahrungen für die mit dem Inverkehrbringen verbundene gegebenenfalls quantitativ erhebliche Verwendung gentechnisch veränderter Produkte ist daher begrenzt, selbst wenn man den zum Teil großflächigen Anbau im Ausland berücksichtigt.

878. Die begrenzte Übertragbarkeit der Erkenntnisse aus der vorangegangenen Freisetzung auf das Inverkehrbringen läßt sich aber durch die Risikobeurteilung und Erteilung von Auflagen nach § 19 Gentechnikgesetz im Zulassungsverfahren hinsichtlich des Inverkehrbringens nicht in vollem Umfang kompensieren, weil eine übermäßige Ausweitung der Logik des Zulassungsverfahrens als „Eröffnungskontrolle" widerspräche.

Zwar sind auch Langzeit- und Fernfolgen bei der Vorsorge nach dem Gentechnikgesetz beachtlich (WINTER et al., 1993, S. 38 f., 50; LADEUR, 1992, S. 257; HIRSCH und SCHMIDT-DIDCZUHN, 1991, § 6 Rdnr. 17), und es entspricht der Verwaltungspraxis, hinsichtlich der Prüftiefe zwischen Freisetzungen zu Versuchszwecken, solchen zu Züchtungszwecken und dem Inverkehrbringen, das zu einem großflächigen Anbau führen kann, zu unterscheiden. Die Forderung des Gentechnikgesetzes nach einer umfassenden Prüfung solcher Wirkungen läßt sich aber wegen der Begrenztheit prognostischen Risikowissens im Zulassungsverfahren nur unvollkommen erfüllen. Die Gentechnik-Verfahrensverordnung (Anlage 2 Teil II E Nr. 4, 7 und 9) zieht daraus schon bei der Freisetzung die Konsequenz, daß sie bei den Angaben des Herstellers ein auf der Grundlage verfügbaren Wissens operationalisierbares, pragmatisches Verlaufsmodell zugrunde legt. „Die Beherrschbarkeit der längerfristig zu erwartenden entfernten Folgen und möglicher Vernetzungseffekte ist, obwohl dies durchaus keine zu vernachlässigenden Aspekte der Gentechnologie sind, nicht zu berücksichtigen" (LADEUR, 1992, S. 256). Dies schließt allerdings die Einbeziehung von Langzeit- und Fernfolgen in die Vertretbarkeitsprüfung nach § 16 Abs. 2 Gentechnikgesetz nicht aus, soweit plausible Anhaltspunkte dafür bestehen, daß derartige Risiken vorhanden sind. Dagegen sind spekulative Risiken nicht zu berücksichtigen; Risiken in der Grauzone zwischen Plausibilität und Spekulation können durch das Vertretbarkeitsurteil überspielt werden (Tz. 866). Diese Position mag zwar einem idealisierten Anspruch an ein „gutes" Zulassungsverfahren widersprechen und als Signal verstanden werden, eine Perfektionierung des Zulassungsverfahrens, zum Beispiel durch retrospektive Betrachtung von Einbürgerungen fremder Pflanzen zur Beurteilung von gentechnisch veränderten Pflanzen mit Selektionsvorteil ex ante, zu behindern. Sie stellt jedoch einen pragmatischen Problemzugriff dar, der aus Gründen der Verwaltungsökonomie und zur Vermeidung wirtschaftlicher Kosten, insbesondere durch Innovationshemmnisse, gerechtfertigt ist. Darüber hinaus trägt er den immanenten Grenzen eines Zulassungsverfahrens Rechnung, das nicht ex ante alle möglichen Fernfolgen des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Organismen ermitteln und bewerten kann.

879. Diese Überlegungen gelten insbesondere auch für „soziale" Risiken aufgrund Unsicherheit hinsichtlich des künftigen Ausmaßes und der Orte des Einsatzes gentechnisch veränderter Organismen (z. B. höherer Herbizideinsatz oder Verengung der Fruchtfolgen durch allgemeine Durchsetzung herbizidresistenter Sorten in der Landwirtschaft). Bei der Genehmigung des Inverkehrbringens ist nur auf die zu erwartenden Verwendungsarten und die geplante räumliche Verbreitung abzustellen (§ 15 Abs. 3 Nr. 3 GenTG, § 6 i. V. m. Anlage 2 Teil II B GenTVfV). Eine Überprüfung von möglichen Umweltwirkungen, die sich erst aus einer in der Zukunft liegenden, gegenwärtig nicht absehbaren Durchsetzung einer gentechnisch veränderten Sorte auf dem Markt oder gar einer allgemeinen Durchsetzung solcher Sorten ergeben, ist von § 16 Abs. 2 Gentechnikgesetz nicht gedeckt. Eine derartige Ausweitung des Zulassungsverfahrens ist auch der Richtlinie 90/220/EWG fremd. Dies schließt freilich nicht aus, daß im Regelungsausschuß oder im Rat der EU im Einzelfall politisch entschieden wird und auch spekulative Risiken berücksichtigt werden (vgl. Tz. 861, 921).

880. Probleme dieser Art lassen sich durch herkömmliche Zulassungsverfahren nicht bewältigen, sondern sind durch nachträgliche Entscheidungen, z. B. im Rahmen einer „beobachteten Zulassung" (Abschn. 3.2.7.5), abzuarbeiten (REHBINDER, 1995, S. 21 ff.; abw. JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 298; WINTER, 1996, S. 101). Dies gilt hinsichtlich des Herbizideinsatzes für das Zulassungsverfahren nach dem Gentechnikgesetz genauso wie für das nach dem Pflanzenschutzgesetz (REHBINDER, 1995, S. 13 ff.; REHBINDER, 1994, S. 42). Die Frage, ob es sich hierbei überhaupt um gentechnikspezifische Wirkungen handelt oder ob wenigstens eine residuale Prüfung nach dem Gentechnikgesetz in Betracht kommt, ist daher letztlich unerheblich.

881. Im Hinblick auf die Neuartigkeit der Risiken der Gentechnik im allgemeinen und die Bewertungsprobleme beim Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Organismen im besonderen hält der Umweltrat im übrigen eine weitgehende Kennzeichnungspflicht für ein angemessenes Mittel, um dem potentiellen Verwender solcher Produkte eine informierte Entscheidung darüber zu erlauben, ob er das bestehende Restrisiko in Kauf nehmen will. Der Umweltrat begrüßt es daher, daß durch die Änderungsrichtlinie '97/35/EG im Vorfeld einer allgemeinen Überprüfung der Freisetzungsrichtlinie eine Kennzeichnungspflicht für alle unter die Freisetzungsrichtlinie fallenden Produkte eingeführt worden ist, die (in das deutsche Recht umgesetzt durch die Zweite Verordnung zur Änderung der Gentechnik-Verfahrensverordnung vom 10. Dezember 1997) gentechnisch veränderte Organismen enthalten oder aus ihnen bestehen.

3.2.7.5 Obligatorische Begleitforschung, Nachzulassungsmonitoring, Widerruf der Zulassung und Untersagung

882. Zur angemessenen Regulierung zunächst unerkannter oder irrtümlich als vertretbar angesehener Fernwirkungen, die auf dem immanenten Gefährdungspotential der Gentechnik, aber auch auf deren sozialer Verbreitung, zum Beispiel der weitgehenden Verwendung gentechnisch veränderter Sorten in der Landwirtschaft, beruhen, sind nachträgliche, die Verwendung begleitende Risikoforschung und Kontrollen und gegebenenfalls nachträgliche Entscheidungen in Betracht zu ziehen. Die darin im Kern angelegte Flexibilisierung und Dynamisierung der Zulassung trägt der Erkenntnis Rechnung, daß aufgrund der Begrenztheit des Risikowissens und dynamischer Veränderungen in der sozialen Umwelt die Problemlösungskapazität von Eröffnungskontrollen begrenzt ist. Eine „beobachtete Zulassung" hat gerade bei neuen Technologien den Vorteil, daß technische Innovationen nicht übermäßig behindert werden, andererseits dem Schutzanspruch des Gesetzes Rechnung getragen werden kann, wenn ein greifbarer Anlaß zur Besorgnis besteht.

883. Für den Widerruf einer (ursprünglich rechtmäßigen) Genehmigung des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Organismen gilt grundsätzlich § 49 VwVfG (vgl. § 20 Abs. 1 GenTG). Der Widerruf ist nach § 49 Abs. 2 Nr. 3 VwVfG dann zulässig, wenn die Behörde aufgrund nachträglich eingetretener Tatsachen berechtigt wäre, den Verwaltungsakt nicht zu erlassen, und wenn ohne den Widerruf das öffentliche Interesse gefährdet würde. Es ist anerkannt, daß diese Vorschrift eingreift, wenn sich eine Prognose, auf der die Zulassung beruht, nachträglich als unrichtig erweist; nach überwiegender Meinung gilt dies auch, wenn aufgrund neuer wissenschaftlicher Erkenntnisse bestimmte entscheidungserhebliche Tatsachen anders bewertet werden müssen als in der Zulassungsentscheidung (KOPP, 1996, § 49 Rdnr. 34 ff.). Auf jeden Fall kann nachteiligen ökologischen Auswirkungen aufgrund des verbreiteten Anbaus gentechnisch veränderter Pflanzen Rechnung getragen werden. Allerdings ist die Verfahrensposition der Behörde im Widerrufsverfahren schlechter als im Zulassungsverfahren. Die Hersteller haben zwischenzeitlich schutzwürdige Rechtspositionen aufgebaut, die die Behörde nur überwinden kann, wenn sie eine Gefährdung des öffentlichen Interesses dartun kann. Außerdem ist sie zum Ersatz des Vertrauensschadens des Herstellers verpflichtet (§ 49 Abs. 3 VwVfG). Die zuständige Behörde kann sich jedoch damit begnügen, anstelle eines Widerrufs der Genehmigung die einstweilige oder endgültige Einstellung der Freisetzung oder des Inverkehrbringens nach §§ 20, 26 Abs. 1 S. 2 Nr. 2, Abs. 4 Gentechnikgesetz anzuordnen. Das Gesetz sieht insoweit eine Entschädigung nicht vor. Eine analoge Anwendung des § 49 Abs. 3 VwVfG dürfte ausscheiden, da in der Untersagungsbefugnis nur die dynamische Grundpflicht des § 6 Abs. 1 S. 1, Abs. 2 Gentechnikgesetz zum Ausdruck kommt (WINTER et al., 1993, S. 53).

884. Nach geltendem Recht ist es allerdings für die Behörden schwierig, sich nachträglich die Kenntnisse über zunächst nicht erkannte oder bekannte Wirkungen zu verschaffen, die für einen Widerruf erforderlich sind. Die Neufassung des Gentechnikgesetzes schreibt zwar eine ständige Überprüfung der Risikobewertung durch den Betreiber und Hersteller vor (§ 6 Abs. 1 S. 2 GenTG), enthält aber weiterhin keine Regelungen über ein Nachzulassungsmonitoring (Nachkontrolle). Für gentechnische Arbeiten und Freisetzungen besteht lediglich eine Aufzeichnungs- und Vorlagepflicht, und über die Ergebnisse von Freisetzungen hat der Betreiber zu berichten (§§ 6 Abs. 3, 21 Abs. 4 GenTG). Selbst diese Regelungen gelten nicht für das Inverkehrbringen. Die Reichweite der Ermächtigung zur Erteilung von Auflagen ist ebenfalls begrenzt. Eine Genehmigung kann mit Auflagen verbunden werden, aber nur „soweit dies erforderlich ist, um Genehmigungsvoraussetzungen sicherzustellen" (§ 19 S. 1 GenTG). Die Möglichkeit der Anordnung nachträglicher Auflagen (§ 19 Abs. 3 GenTG) steht unter dem gleichen Vorbehalt. Für ein Nachzulassungsmonitoring des Betreibers und Herstellers im Sinne einer „beobachteten Zulassung", die angesichts der unbekannten Risiken der Gentechnik im Schrifttum als Mittel zur Generierung von Risikowissen gefordert wird (JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 297; WINTER et al., 1993, S. 39, 50 f.; SCHERZBERG, 1993, S. 510; MURSWIEK, 1990, S. 218; RICHTER, 1989, S. 285 f.), fehlt es an einer eindeutigen Rechtsgrundlage.

885. Im Hinblick auf die Regelungen der Freisetzungsrichtlinie, die Auflagen auf die spezifischen Einsatzbedingungen gentechnisch veränderter Organismen beschränkt (Art. 12 Abs. 3, 13 Abs. 5), kann eine vereinzelt geforderte ausdehnende Auslegung des § 19 Gentechnikgesetz (ROLLER und JÜLICH, 1996, S. 77 f.) nicht befürwortet werden. In der Praxis wird bei Freisetzungsversuchen vielfach eine Nachkontrolle von ein bis zu fünf, bisweilen (bei Raps) bis zu neun Jahren nach Abschluß der Freisetzung durch Auflage angeordnet, um das Risiko der Ausbreitung der gentechnisch veränderten Organismen durch Verbleib von Samen im Boden zu begrenzen, also den Versuch hinreichend zu begrenzen (FISAHN, 1996, S. 29 f.; WINTER, 1996, S. 113). Die Ergebnisse dieser Art von Nachkontrolle sind für die Risikobewertung wenig aussagekräftig. Die Generierung von Risikowissen ist bisher nicht zum Gegenstand von Auflagen gemacht worden, weil sie nicht unmittelbar auf die Einhaltung der Zulassungsvoraussetzungen bezogen ist.

886. Von der Nachkontrolle, die der Überwachung der Folgen einer Freisetzung oder eines Inverkehrbringens dient, ist die Begleitforschung zu unterscheiden. Ihr Ziel ist es, anläßlich eines gentechnischen Versuchs oder des Inverkehrbringens den Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse hinsichtlich der mit den gentechnisch veränderten Organismen verbundenen Risiken fortzuentwickeln. Im Arzneimittelrecht wird dem Hersteller die Pflicht auferlegt, begleitend zur Erprobung und zum Inverkehrbringen des Arzneimittels, systematisch Erkenntnisse zu sammeln, zu dokumentieren und auszuwerten und darüber zu berichten (§ 28 Abs. 3a AMG). Eine derartige Pflicht zur Begleitforschung gibt es im

Gentechnikgesetz nicht. Selbst Aufträge zur staatlich finanzierten Begleitforschung finden sich im Gesetz nur in sehr begrenzter Form (vgl. §§ 28, 29 GenTG).

887. Das Gentechnikrecht enthält hinsichtlich der nachträglichen Gewinnung von Risikowissen deutliche Defizite. Zwar wäre eine generelle Pflicht des Betreibers und Herstellers zum Nachzulassungsmonitoring unverhältnismäßig, jedoch sollte § 19 Gentechnikgesetz dahin erweitert werden, daß die zuständige Behörde eine solche Pflicht im Wege der Auflage – zeitlich begrenzt (vgl. JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 298) – begründen kann, wenn ein hinreichender Anlaß hierfür besteht (so auch der Vorschlag in § 571 Abs. 2 UGB-KomE 1997). Als Entscheidungskriterien könnten dann durch Verwaltungsvorschrift die vom Umweltrat vorgeschlagenen Risikoklassen (Tz. 815 ff.) festgelegt werden. Für eine derartige Gesetzesänderung bedürfte es aber einer Änderung der Freisetzungsrichtlinie. Für ein langfristiges Umweltmonitoring sind ebenfalls die gesetzlichen Grundlagen zu schaffen (vgl. § 571 Abs. 5 UGB-KomE 1997). Für die Finanzierung von Begleitforschung sind Fondsmodelle in Betracht zu ziehen. Ob es vertretbar ist, entsprechend den Vorschlägen der Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch (§ 578 Abs. 4 UGB-KomE 1997) eine Ermächtigungsgrundlage zu schaffen, wonach dem Betreiber auch die Verpflichtung zur Begleitforschung auferlegt werden kann, erscheint dem Umweltrat zweifelhaft. Hierdurch würden für die Entwicklung der Gentechnik in Deutschland Innovationshemmnisse aufgebaut und Wettbewerbsverzerrungen geschaffen. Die Parallele zum Arzneimittelrecht (§ 28 Abs. 3a AMG) ist nur bedingt tragfähig, da es sich dort um einen wirtschaftlich starken Industriezweig handelt.

3.2.7.6 Reformperspektiven im Zulassungsverfahren

888. Nachdem nunmehr weltweit erhebliche Erfahrungen mit Freisetzungen gewonnen worden sind, läge eine (weitere) Deregulierung der Freisetzung nahe, etwa in dem Sinne, daß jedenfalls bei Nutzpflanzen § 16 Abs. 1 Nr. 3 Gentechnikgesetz – die Vertretbarkeitsklausel – entfallen könnte; insbesondere wäre nach amerikanischem Vorbild an die Einführung von bloßen Anmeldeverfahren bei bestimmten Nutzpflanzen zu denken. Der Rat für Forschung, Technologie und Innovation hat im Jahre 1997 recht weitgehende Vorschläge zur Deregulierung des gentechnik-rechtlichen Zulassungsverfahrens bei Freisetzungen gemacht, die auf die Einführung von Anmeldeverfahren und sogar die Befreiung von der Zulassungs-/Anmeldepflicht bei bestimmten gentechnisch veränderten Pflanzen gerichtet sind (Rat für Forschung, Technologie und Innovation, 1997, S. 51, 66).

Nach den neueren Vorstellungen der Kommission soll ein vereinfachtes Verfahren für Freisetzungen mit geringeren Informationsanforderungen und kurzen Entscheidungsfristen eingeführt werden. Es soll für Freisetzungen gelten, bei denen bereits ausreichende Erfahrungen vorliegen sowie für solche, die bestimmten in der neuen Richtlinie festzulegenden Risikokriterien (Taxonomie/Biologie, Risikopotential konventioneller Organismen und Gleichwertigkeit der Wirkungen der gentechnisch veränderten Organismen auf Ökosysteme) genügen.

Der Umweltrat hält eine derartige Deregulierung erst dann für denkbar, wenn es gelingt, unterschiedliche Risikoniveaus operational zu definieren; diese Arbeit muß erst noch geleistet werden.

Der Umweltrat sieht grundsätzlich den kombinierten Ansatz der Risikobewertung von einerseits ökologischen Ausbreitungsindizes und andererseits einer Klassifizierung von Fremdgenen und ihren im Zielorganismus vermittelten Eigenschaften (doppelter Bewertungsansatz) als geeignet an, das Zulassungsverfahren für Freisetzungen zu deregulieren. Der derzeitige Kenntnisstand erlaubt jedoch nur eine Bewertung des ökologischen Verhaltens von gentechnisch veränderten Pflanzen auf der Grundlage der vorgestellten ökologischen Ausbreitungsindizes (Abschn. 3.2.6), unter der Voraussetzung, daß diese regionsspezifisch erstellt werden. Eine Klassifizierung von Fremdgenen und ihrer im Zielorganismus vermittelten Eigenschaften wird erst langfristig möglich sein. Ein erster Schritt dahin ist das Erstellen eines Genregisters (Tz. 832 ff.). Daher lehnt der Umweltrat zur Zeit eine Entlassung aus dem Zulassungsverfahren ab, hält jedoch ein bezüglich einzelner Risikosegmente vereinfachtes Verfahren zukünftig für möglich.

889. Problematischer erscheint dem Umweltrat die Frage nach einer möglichen Deregulierung des Zulassungsverfahrens für das Inverkehrbringen. Zum Teil wird hier gefordert, die Zulassungsvoraussetzungen für das Inverkehrbringen – abgesehen von gentechnisch veränderten Pflanzen, die sich von bereits in den Verkehr gebrachten gentechnisch veränderten Pflanzen nur geringfügig unterscheiden – zu verschärfen (JÖRGENSEN und WINTER, 1996, S. 295; WINTER, 1996, S. 95), während der Rat für Forschung, Technologie und Innovation in diesem Bereich ebenfalls für eine weitreichende Deregulierung plädiert; insbesondere schlägt er vereinfachte Verfahren und eine partielle Entlassung aus der Zulassungspflicht für gentechnisch veränderte Organismen vor, die sich als sicher erwiesen haben oder im Ausland aufgrund eines fachlich qualifizierten Zulassungsverfahrens freigegeben worden sind (Rat für Forschung, Technologie und Innovation, 1997, S. 51, 66 f.). Der Umweltrat hält zwar grundsätzlich eine Übertragung des Konzeptes der Risikoklassen (Tz. 815 ff., 888) auch auf das Inverkehrbringen für möglich, soweit es sich um gentechnische Veränderungen mit klar definierten Eigenschaften handelt; die Arbeit, diese Veränderungen zu bezeichnen, ist aber erst noch zu leisten. Deregulierungen dieser Art müßten darüber hinaus eine Ausweitung der vom Umweltrat befürworteten Begleitforschung und des Nachzulassungsmonitorings auch im Lebensmittelbereich zur Folge haben. Daher kann in absehbarer Zeit nicht so sehr die Entlassung aus der Zulassungspflicht, sondern allenfalls die Einführung eines vereinfachten Verfahrens erwogen werden.

890. Eine Reform des Zulassungsverfahrens setzt eine entsprechende Änderung der Richtlinie 90/220/EWG voraus. Die Europäische Kommission hat in ihrem Reflektionspapier zur Novellierung der Richtlinie (KOM (96) 630) zunächst eine vorsichtige Deregulierung erwogen. Nach den neueren Vorstellungen der Kommission soll ein vereinfachtes Verfahren geschaffen werden, dessen Voraussetzungen – im Gegensatz zur Freisetzung – erst noch in einer Folgerichtlinie festgelegt werden sollen. Dieses vereinfachte Verfahren soll auch für die Verlängerung von – zukünftig zu befristenden – Genehmigungen gelten, die im Normalverfahren erteilt worden sind.

3.2.7.7 Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Lebensmittel

891. Eine besondere Brisanz in der öffentlichen Diskussion besitzt die Frage, unter welchen Voraussetzungen gentechnisch veränderte Lebensmittel oder Lebensmittelzutaten in den Verkehr gebracht werden können. Mögliche Risiken solcher Lebensmittel können in größeren Gehalten schädlicher Inhaltsstoffe oder Stoffwechselprodukte, in einer anderen Nährstoffzusammensetzung mit der Folge schlechterer Verdaulichkeit, in Auswirkungen auf die Darmflora, in Veränderungen der Proteinzusammensetzung mit der Folge allergener Wirkungen und in der Antibiotikaresistenz aufgrund von Markergenen liegen (s. Abschn. 3.2.5.1). In diesem Bereich stehen zwei unterschiedliche regulatorische Risikokonzepte einander gegenüber. Während das Lebensmittelrecht – abgesehen von Zusatzstoffen – auf dem Grundsatz der Marktfreiheit beruht und lediglich das Inverkehrbringen gesundheitsgefährdender Lebensmittel untersagt (Mißbrauchsprinzip), geht das Gentechnikrecht von der Notwendigkeit einer Präventivkontrolle aus, die der Abwehr von Gefahren und der Vorsorge gegen Risiken dient, die mit dem Inverkehrbringen verbunden sind (HUBER, 1996, S. 279; SCHLACKE, 1996, S. 288, 290). Die Freisetzungsrichtlinie ist an sich auch auf Lebensmittel und Lebensmittelzutaten anwendbar, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten oder aus ihnen bestehen oder mit Hilfe solcher Organismen hergestellt werden, enthielt jedoch im Hinblick auf das Fehlen ausreichender Kennzeichnungsvorschriften Defizite.

892. Mit der Anfang 1997 nach $4^1/_2$ Jahren Verhandlungen verabschiedeten Verordnung über neuartige Lebensmittel und neuartige Lebensmittelzutaten (VO (EG) Nr. 258/97) hat die Europäische Union eine Regelung getroffen, die das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Lebensmittel zwar weitgehend dem Anwendungsbereich der Freisetzungsrichtlinie entzieht, aber im großen und ganzen dem Risikokonzept dieser Richtlinie folgt. Die Verordnung führt ein gemeinsames Zulassungsverfahren für gentechnisch veränderte Lebensmittel, ein gemeinsames Anmeldeverfahren für solche mit geringerem Risiko sowie weitreichende Kennzeichnungsvorschriften ein, durch die eine Gefährdung des Verbrauchers verhütet und seine Information sichergestellt werden sollen.

Die Verordnung Nr. 258/97 ist in ihrem Kern auf Lebensmittel anwendbar, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten oder aus ihnen bestehen oder aus ihnen hergestellt werden, ohne sie zu enthalten. Sie gilt aber auch für andere „neuartige" Lebensmittel und Zusatzstoffe; genannt werden insbesondere Lebensmittel mit gezielt modifizierter Molekularstruktur, solche, die aus Mikroorganismen, Pilzen oder Algen bestehen, und Lebensmittel, die mit neuartigen Vermehrungs- oder Zuchtmethoden gewonnen oder mit nicht üblichen Herstellungsmethoden hergestellt werden (Art. 1 Abs. 2 VO Nr. 258/97). Allerdings ist der Anwendungsbereich hinsichtlich gentechnisch veränderter Lebensmittel und Zusatzstoffe nicht umfassend.

Zunächst gilt die Verordnung nur für neue Lebensmittel. Bereits zugelassene gentechnisch veränderte Produkte wie Soja und Mais sind nicht erfaßt. Da diese nach der Freisetzungsrichtlinie bereits zugelassen sind, stellt sich nur das Problem der Kennzeichnung (s. Tz. 896 ff.).

Ausgeklammert werden zum anderen Zusatzstoffe, insbesondere Enzyme, sowie Aromen und Extraktionslösemittel, die unter besondere Richtlinien der Gemeinschaft fallen (Art. 2 Abs. 1 VO Nr. 258/97). Diese Regelung ist angesichts der Bedeutung der Gentechnik im Bereich der Enzyme bei der Herstellung von Lebensmitteln und aufgetretener Probleme problematisch (SCHLACKE, 1996, S. 289; STREINZ, 1996, S. 130). Durch den schließlich erreichten Vorbehalt, daß der Vorrang der Spezialrichtlinien nur unter der Voraussetzung eines gleichwertigen Sicherheitsniveaus gilt und die Kommission eine Angleichung des Sicherheitsniveaus der betreffenden Spezialrichtlinien sicherstellen muß (Art. 2 Abs. 3 VO Nr. 258/97), wird diesen Bedenken aber im großen und ganzen Rechnung getragen. Nach bisherigem Recht werden Enzyme lebensmittelrechtlich nicht überprüft. Eine Überprüfung der mit ihrem Verzehr verbundenen Risiken nach der Freisetzungsrichtlinie beschränkt sich auf die Fälle, in denen das Enzym als solches oder als Bestandteil des Lebensmittels in den Verkehr gebracht wird, betrifft also nicht Fälle, in denen der Hersteller des Endprodukts das Enzym selbst herstellt und es im Endprodukt nicht mehr vorhanden ist. Insbesondere die Richtlinie 89/107/EG wird also geändert werden müssen, um zu einer Angleichung des Sicherheitsniveaus zu gelangen. Der Umweltrat ist allerdings der Auffassung, daß die Gleichwertigkeit des Sicherheitsniveaus auch in gleichwertigen verfahrensrechtlichen Kautelen zum Ausdruck kommen müßte.

Schließlich sind insbesondere für Lebensmittel, die aus nach den Richtlinien 70/457 und 70/458 zugelassenem Saatgut hergestellt sind, die Zulassungsvorschriften – im Gegensatz zu den Kennzeichnungsvorschriften – der Verordnung unanwendbar (Art. 3 Abs. 2 Unterabs. 2 VO Nr. 258/97). Dies gilt allerdings nur in dem Maße, in dem die in der Verordnung vorgesehenen Risikokriterien und Prüfungsgrundsätze im Verfahren der Saatgutzulassung berücksichtigt werden; mit der Änderung des gemeinschaftsrechtlichen Saatgutverkehrsrechts (Abschn. 3.2.7.3) werden die gemeinschaftlich-rechtlichen Voraussetzungen geschaffen, um diesem Erfordernis Rechnung tragen zu können.

893. Insgesamt sind hinsichtlich des Anwendungsbereichs der Verordnung über neuartige Lebensmittel entgegen den Befürchtungen, die während der Verhandlungen über den Verordnungsvorschlag geäußert worden sind, durchaus sachgerechte Entscheidungen getroffen worden. Die Regelung trägt zwar der Spezialität der besonderen Regelungen Rechnung, strebt jedoch eine Harmonisierung des Sicherheitsniveaus an. Umweltpolitisch bedenklich ist allerdings die Ausnahme für Zusatzstoffe.

894. Im Unterschied zur Regelungskonzeption des allgemeinen Lebensmittelrechts werden neuartige Lebensmittel in einem präventiven Zulassungs- und Anmeldeverfahren auf die Risiken geprüft, die ihr Verzehr für den Verbraucher zur Folge hat. Dabei geht es in erster Linie um gesundheitliche Risiken, einbezogen sind aber auch mögliche Ernährungsmängel bei normalem Verzehr von Lebensmitteln mit Inhaltsstoffen, die von konventionellen Lebensmitteln abweichen. Trotz der Terminologie des Artikels 3 Abs. 1 VO Nr. 258/97, die nach deutschem Verständnis auf bloße Gefahrenabwehr hindeutet, ist davon auszugehen, daß der Begriff der Gefahr auch die Risikovorsorge umfaßt (englischer Text: „avoid adverse effects on human health which might arise"); allerdings besteht insoweit nach der Praxis der Gemeinschaftsorgane ein weiter Beurteilungsspielraum, der auch Abwägungen nach dem Muster des Vertretbarkeitsurteils nach § 16 Abs. 2 GenTG nicht ausschließt (vgl. SCHLACKE, 1996, S. 289). Umweltrisiken werden nur bei Lebensmitteln, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten oder aus ihnen bestehen, einbezogen (Art. 9 Abs. 2 VO Nr. 258/97; krit. SCHLACKE, 1996, S. 289; SIMON, 1995, S. 97 f.).

895. Das Zulassungssystem der Verordnung beruht auf einer Einteilung neuartiger Lebensmittel in zwei Risikoklassen. Grundsätzlich findet ein Zulassungsverfahren statt, in dem der Hersteller den Nachweis für die Unbedenklichkeit des neuartigen Lebensmittels erbringen muß (Art. 3 Abs. 2 i. V. m. Art. 4, 6, 7 und 8 VO Nr. 258/97). Enthalten die Lebensmittel gentechnisch veränderte Organismen oder bestehen sie aus ihnen, so gehören zu den beizubringenden Unterlagen auch die Freisetzungsgenehmigung, die Ergebnisse der Freisetzungen und die vollständigen Genehmigungsunterlagen für das Inverkehrbringen nach der Freisetzungsrichtlinie. Insoweit wird also das Sicherheitsniveau der Freisetzungsrichtlinie keineswegs verwässert, da aufgrund dieser Regelungen insbesondere die Toxizität, Allergenität und Antibiotikaresistenz zu überprüfen sind. Neuartige Lebensmittel, die zwar aus gentechnisch veränderten Organismen hergestellt wurden, solche aber nicht enthalten und nach den verfügbaren und allgemein anerkannten wissenschaftlichen Befunden oder aufgrund der Stellungnahme der zuständigen nationalen Lebensmittelprüfstelle konventionellen Lebensmitteln im wesentlichen gleichwertig sind, bedürfen dagegen nur der Anmeldung bei der Kommission; abzustellen ist dabei auf Zusammensetzung, Nährwert, Stoffwechsel, Verwendungszweck und Gehalt an unerwünschten Stoffen (Art. 3 Abs. 4 i. V. m. Art. 5 VO Nr. 258/97). Diese Vereinfachung ist nach Auffassung des Umweltrats gesundheitspolitisch an sich vertretbar und wirtschaftlich sinnvoll. Ein Mangel des Anmeldeverfahrens liegt darin, daß die wesentliche Gleichwertigkeit nicht stets zweifelsfrei festzustellen und lediglich eine Anmeldung vorzunehmen ist. Es ist nicht auszuschließen, daß die Unternehmen im Zweifel nicht die Zulassung beantragen, sondern das Produkt nur anmelden werden. Die Verordnung enthält keine eigentlichen Verfahrensregeln für die Überprüfung der Anmeldung. Immerhin können Einwände anderer Mitgliedstaaten oder Bedenken der Kommission zu einer Befassung des Ständigen Lebensmittelausschusses und damit zu einer Entscheidung über die Zulässigkeit einer bloßen Anmeldung im Ausschußverfahren führen (Art. 3 Abs. 4 UAbs. 2, 13 VO Nr. 258/97). Außerdem kann ein Mitgliedstaat ein vorläufiges Verbot aussprechen (Art. 12 VO Nr. 258/97).

Hinsichtlich des Zulassungsverfahrens sieht die Verordnung im wesentlichen das gleiche Stufen- und Mehrebenensystem wie die Freisetzungsrichtlinie vor. Die Freisetzungsgenehmigung ist Voraussetzung für die Zulassung; die Genehmigung für das Inverkehrbringen wird jedoch in das Zulassungsverfahren für neuartige Lebensmittel einbezogen. Es ergeht eine nationale Zulassung mit Wirkung in der ganzen Gemeinschaft, wenn sich in der Erstprüfung ergibt, daß eine ergänzende Prüfung nicht erforderlich ist und andere Mitgliedstaaten keine Einwände erheben (Art. 4 Abs. 2, 6 Abs. 2 VO Nr. 258/97). Andernfalls wird die Entscheidung durch die Kommission oder den Rat im Regelungsausschußverfahren getroffen (Art. 6, 7, 13 VO Nr. 258/97). Aufgrund der Erfahrungen mit der Freisetzungsrichtlinie ist davon auszugehen, daß auf absehbare Zeit jede Zulassungsentscheidung in diesem Verfahren von den Gemeinschaftsorganen getroffen werden wird. Die Einschaltung des angesehenen Wissenschaftlichen Lebensmittelausschusses (Art. 11 VO Nr. 258/97) gewährleistet eine fachlich kompetente Entscheidungsvorbereitung, während die politische Legitimation des Regelungsausschußverfahrens immerhin zweifelhaft ist (vgl. Tz. 845 ff.). Im übrigen wäre es im Hinblick auf die Neuartigkeit der Risiken gentechnisch veränderter Lebensmittel erwünscht gewesen, ein Nachzulassungsmonitoring nach dem Muster des Lebensmittelrechts vorzuschreiben (vgl. bgvv-Pressedienst 28/97 vom 20. November 1997). Die bestehenden Regelungen des deutschen Rechts (§§ 46c bis 46e LMBG) sollten nach Auffassung des Umweltrats für gentechnisch veränderte Lebensmittel beibehalten und sogar ausgebaut werden.

896. Neben der Zulassung steht die Kennzeichnung neuartiger, insbesondere gentechnisch veränderter Lebensmittel im Zentrum der Verordnung über neuartige Lebensmittel. Die Regelung des Artikels 8 der Verordnung gilt für alle neuen gentechnisch veränderten Lebensmittel, außer Zusatzstoffen, Aromen und Extraktionsmitteln, das heißt, auch für solche Lebensmittel, die dem Zulassungsverfahren nach Saatgutverkehrsrecht unterliegen. Bereits zugelassene gentechnisch veränderte Lebensmittel, insbesondere Soja und Mais, werden nicht erfaßt. Jedoch ist durch die Verordnung (EG) 1813/97 die grundsätzliche Kennzeichnungspflicht auch für diese Lebensmittel eingeführt worden. Die Europäische

Kommission hat am 3. Dezember 1997 einen Vorschlag zum Erlaß der erforderlichen Ausführungsbestimmungen gemacht (Art der Kennzeichnung, Nachweisverfahren). Die Ausnahme für Zusatzstoffe bedeutet praktisch, daß Produkte, die ein aus rekombinanten Genen erzeugtes Enzym oder Emulgatoren aus gentechnisch verändertem Soja enthalten, nicht gekennzeichnet werden müssen, was problematisch erscheint und eine Änderung der Richtlinie über Zusatzstoffe (RL 89/107/EG) nahelegt. Gegenwärtig sind Zusatzstoffe überhaupt nur zu kennzeichnen, wenn sie als solche in den Verkehr gebracht werden.

Die Neuregelung schließt eine Lücke, die unter dem Gesichtspunkt des Verbraucherschutzes kaum zu rechtfertigen war. Verfahrensmäßig wird die Kennzeichnung grundsätzlich im Einzelfall in der Zulassungsentscheidung festgelegt (Art. 4 Abs. 2, 6 Abs. 1 VO Nr. 258/97 für nationale Zulassungen, Art. 7 Abs. 2 VO Nr. 258/97 für EG-Zulassungen). Entsprechendes gilt für Lebensmittel aus zugelassenem Saatgut, bei denen eine gesonderte Entscheidung im Ausschußverfahren ergeht (Art. 3 Abs. 2 Unterabs. 2 VO Nr. 258/97). Dagegen ist die Kennzeichnung bei lediglich notifizierungspflichtigen Lebensmitteln Sache des Herstellers (Art. 5 Unterabs. 2 VO Nr. 258/97), was Probleme der Überwachung aufwirft.

897. Nach Artikel 8 ist die fehlende substantielle Gleichwertigkeit Richtschnur der Verordnung über neuartige Lebensmittel für die Notwendigkeit einer besonderen Kennzeichnung gentechnisch veränderter Lebensmittel. Im einzelnen gilt folgendes:

- Stets sind im Lebensmittel vorhandene, gentechnisch veränderte Organismen zu deklarieren.
- Sind die gentechnisch veränderten Organismen im Lebensmittel nicht mehr vorhanden – dies betrifft wohl auch die Entfernung eines Gens –, so besteht die Kennzeichnungspflicht dagegen nur, wenn das Lebensmittel hinsichtlich aller Merkmale und Ernährungseigenschaften, wie z. B. Zusammensetzung, Nährwert, nutritive Wirkungen und Verwendungszweck, einem konventionellen Lebensmittel nicht substantiell gleichwertig ist.
- Schließlich sind in den Lebensmitteln vorhandene neuartige Stoffe, die die Gesundheit bestimmter Bevölkerungsgruppen (besonders Allergiker) beeinflussen können oder gegen die ethische Vorbehalte bestehen, zu kennzeichnen.

Die Kennzeichnungsregelung geht damit über den bereits in der Freisetzungsrichtlinie angelegten Gesundheitsschutz hinaus und umfaßt auch den Schutz des Verbraucherinteresses vor Täuschung und die Gewährleistung von Transparenz. Es bestehen jedoch erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich der Feststellung und Bewertung des Vorhandenseins gentechnisch veränderter Organismen und insbesondere der substantiellen Gleichwertigkeit bei gentechnisch im Vergleich zu konventionell hergestellten Lebensmitteln. Entsprechend gilt hinsichtlich der Reichweite und der Art der Kennzeichnung, die erst durch Detailregelungen nach Artikel 8 Abs. 3, 13 VO Nr. 258/97 behoben werden müssen.

898. Das Fehlen einer substantiellen Veränderung soll nach der Verordnung durch eine wissenschaftliche Beurteilung auf der Grundlage einer angemessenen Analyse der vorhandenen Daten nachgewiesen werden (Art. 8 Abs. 1 Buchst. a), die der betreffende Mitgliedstaat oder – im Regelfall – der Ständige Lebensmittelausschuß unter wissenschaftlicher Zuarbeit des Wissenschaftlichen Lebensmittelausschusses zu bewerten hat. Jedoch rechtfertigt der gegenwärtige Stand der gentechnischen Forschung nicht die Erwartung, daß alle Veränderungen erfaßt werden können (Tz. 901 ff.). Jedenfalls handelt es sich um Fragen, die unterschiedlich bewertet werden können (SCHRÖTER, 1997, S. 385, 388).

Gravierend sind auch die Probleme hinsichtlich Gegenstand und Umfang der Kennzeichnung, insbesondere hinsichtlich der erfaßten Verarbeitungsstufen. Es ist unklar, bei welchem Anteil eines gentechnisch veränderten Stoffs im Endprodukt eine Kennzeichnung erforderlich ist, und ob dabei zu unterscheiden ist, ob Spuren gentechnisch veränderter Organismen im Endprodukt vorhanden sind oder es sich nur um nicht gleichwertige Stoffe aus gentechnischer Herstellung handelt. Es bestehen praktische Schwierigkeiten, gentechnisch veränderte und konventionelle Vorprodukte für Lebensmittel im Handel und der Verarbeitung zu separieren, da die Kennzeichnungsregelung der Verordnung nur für das Inverkehrbringen an den Endverbraucher gilt. Ungeklärt ist auch, ob für tierische Produkte eine Kennzeichnungspflicht besteht, wenn die Tiere mit Futtermitteln aus gentechnisch veränderten Pflanzen oder solchen mit gentechnisch veränderten Zusatzstoffen gefüttert worden sind. Im ersten Fall fehlt es schon für den Erzeuger an einer praktischen Möglichkeit, die gentechnische Herkunft des Futtermittels festzustellen, da die Futtermittelrichtlinie der EU keine Sonderregelungen für gentechnische Erzeugnisse enthält; anders ist dies nur bei Zusatzstoffen, die nach Artikel 11 und Anhang III der Freisetzungsrichtlinie (in der Fassung der Richtlinie 97/35/EG) gekennzeichnet werden müssen.

899. Hinsichtlich der Art der Kennzeichnung muß entschieden werden, in welcher Form diese erfolgen soll. Dabei kann man sich eher neutral oder akzeptanzfördernde Formulierungen vorstellen. Die Kommission möchte „Etiketten mit eindeutigen, ehrlichen und neutralen Verbraucherinformationen über die gentechnische Herkunft von Produkten ..., ohne die moderne Biotechnologie zu stigmatisieren oder die Sicherheit des Produktes in Zweifel zu ziehen" (Pressemitteilung vom 25.07.97). Die Kommission betont die Notwendigkeit eines praktikablen Ansatzes, der der Industrie keine unverhältnismäßigen Kosten auferlegt und für möglichst viel Klarheit sorgt.

Nach Leitlinien, die die Kommission im Juli 1997 beschlossen hat (Pressemitteilung der Europäischen Kommission vom 25.07.1997), ist ein dreistufiges Kennzeichnungssystem vorgesehen:

- Eine Positivkennzeichnung ist zulässig, wenn ausgeschlossen ist, daß das Lebensmittel gentechnisch verändert ist. Damit könnten insbesondere Hersteller von Lebensmitteln im ökologischen Landbau werben, so daß Zweifel, inwieweit eine derartige

Positivkennzeichnung nach deutschem Lebensmittel- und Wettbewerbsrecht (§ 17 Abs. 1 Nr. 4 LMBG, §§ 1, 3 UWG) zulässig ist (REHBINDER, 1994, S. 96 ff.), überwunden werden können.

- Ist die gentechnische Veränderung nachgewiesen, sehen die Leitlinien die Notwendigkeit der Deklarierung vor.
- In Zweifelsfällen soll eine Deklarierung dahin erfolgen, daß das Lebensmittel gentechnisch veränderte Bestandteile enthalten kann. Mit der Regelung sind insbesondere Herkunftszweifel angesprochen, während für Mischungsprobleme eine praktikable Lösung noch fehlt.

Gegenwärtig ist noch nicht absehbar, wann die Ausführungsvorschriften eingeführt werden. Für Soja und Mais, die bereits eine Vermarktungsgenehmigung besitzen, hat die Europäische Kommission am 3. Dezember 1997 einen Vorschlag für eine Kennzeichnungsrichtlinie vorgelegt, der diese Leitlinien umsetzt. Auch hier ist noch nicht absehbar, wann diese Kennzeichnungsregelung erlassen wird.

900. Seit der Kulturperiode 1996 werden in den USA Maissorten mit gentechnischen Veränderungen großflächig angebaut, geerntet und mit herkömmlichem Mais vermischt in die EU exportiert (BUHK, 1997, S. 117). Auch bei Soja ist die nichtgetrennte Ernte, Verarbeitung und Vermarktung anzunehmen. Allein in den USA stieg der Anteil gentechnisch veränderten Sojas an der Gesamternte von nur 2 % in 1996 auf 15 bis 20 % in 1997 (bgvv-Pressemitteilung 28/97 vom 20. November 1997). Mit Erlaß der Novel-Food-Verordnung stellt sich daher die Frage der Nachweismöglichkeiten hinsichtlich solcher gentechnischer Veränderungen, zum Beispiel auch der Beimischung und der „Verunreinigung in Spuren", um der umfassenden Kennzeichnungspflicht überhaupt nachkommen zu können. Das bloße Vorhandensein von Prüfverfahren ist als Mindestvoraussetzung anzusehen, wie dies zum Beispiel auch im Bereich der Chemikaliengesetzgebung oder allgemein in der Lebensmittelkontrolle üblich ist. Möglichkeiten einer Überprüfung sind weiterhin Voraussetzung dafür, beim Verbraucher Vertrauen in die Kennzeichnung schaffen zu können.

901. Zur Zeit können nur bekannte gentechnische Veränderungen nachgewiesen werden. In Lebensmitteln, die solche bekannten Gensequenzen enthalten, können mit Hilfe von spezifischen PCR-Primern in Polymerasekettenreaktionen und anschließender Anreicherung selbst extrem geringe Spuren transgener DNA nachgewiesen werden (Methode des genetischen Fingerabdrucks) (Kartoffel, Tomate: BÖRCHERS et al., 1997; Mais: EHLERS et al., 1997; Soja(lecithin): MEYER und JACCAUD, 1997; ÖKO-TEST 9/97, S. 32–39). Unbekannte Veränderungen entziehen sich dagegen den verfügbaren Nachweismethoden. Verarbeitete Nahrungsmittel, in denen es zu einer Veränderung oder Zerstörung von DNA gekommen ist, eignen sich ebenfalls nicht für diese Nachweismethode. Liegen lediglich gentechnische Veränderungen mit arteigenen Gensequenzen oder in Form von Punktmutationen (so kann ein Gen ausgeschaltet werden) vor, versagt der Nachweis ebenfalls (SCHREIBER und BÖGL, 1997).

902. Weitere Analysemöglichkeiten beziehen sich auf den Nachweis von Expressionsprodukten, das heißt von speziellen Inhaltsstoffen. Diese Methoden können nicht als direkter Nachweis gentechnischer Veränderung, sondern allenfalls in Einzelfällen als starkes Indiz dafür gewertet werden. Da sie auf einer späteren Untersuchungsebene ansetzen, können hierdurch auch Veränderungen von Expressionsprodukten aus herkömmlicher Züchtung oder zugesetzte Stoffe miterfaßt werden. Vor allem sind Methoden der Proteinanalytik und Immunologie zu nennen. Proteine als Nahrungsbestandteile können sich jedoch bei der Verarbeitung stark verändern, zum Beispiel beim Erhitzen; deshalb sind diese Verfahren meist nur für unverarbeitete Nahrungsmittel beziehungsweise für „Rohstoffe" der Lebensmittelherstellung geeignet. Das Feststellen von substantiellen Veränderungen von Produkten gewinnt vor allem dann Bedeutung, wenn der direkte Nachweis auf gentechnische Veränderungen wegen Unkenntnis der Gensequenzen oder des Nichtvorhandenseins geeigneter analytisch erfaßbarer gentechnischer Veränderungen mißlingt oder aber eine markante Nichtgleichwertigkeit zu herkömmlich erzeugten Produkten vorliegt. Wenn eine bestimmte Produktqualität aufgrund gentechnischer Veränderungen garantiert sein soll, zum Beispiel hypoallergener Reis, müßte immer der Nachweis auf das Fehlen von allergenen Proteinen geführt werden; der Nachweis entsprechender DNA-Veränderungen kann in diesem Fall allein nicht ausreichend sein.

Im Extremfall können jedoch alle Nachweismethoden am verkaufsfähigen Produkt versagen, wie dies zum Beispiel bei chemisch hochreinem Industriezucker der Fall ist. Hier bestünde noch die Möglichkeit eines PCR-Nachweises bei der Anlieferung der Zuckerrüben, eventuell auch noch in einem frühen Verarbeitungsstadium, bevor eine Denaturierung der DNA stattfindet. Angesichts einer kaum zu kontrollierenden Vermischung der Rüben erscheint es aber eher unwahrscheinlich, daß ein lückenloser Nachweis zur Kennzeichnung von „gentechnikfreiem" Zucker vorgenommen werden kann, sobald Gentechnik-Zuckerrüben auf größeren Flächen angepflanzt werden. Eine Kennzeichnung „ist frei von gentechnischen Veränderungen" käme nur für einen Vertragsanbau mit einer separaten Weiterverarbeitung in Frage.

903. In Zukunft wird es kein allgemeingültiges Verfahren für den Nachweis gentechnischer Veränderungen in der Nahrung geben. Die Verfahren müssen auf den Einzelfall abgestellt werden. Der Prüfung der Nukleotidsequenz sollte als direktem Nachweiserfahren jedoch zunächst der Vorzug vor anderen Verfahren gegeben werden. Dennoch werden Nachweislücken bleiben, insbesondere bei Weiterzüchtungen, in der Tierernähung, bei Vermischungen, Verunreinigungen und umfangreichen, schwer kontrollierbaren Verarbeitungsschritten. Der Umweltrat weist deshalb darauf hin, daß in solchen Fällen allenfalls ein pragmatisches Vorgehen bei der Kennzeichnung möglich sein wird. Entsprechende

Ausführungsvorschriften zur Kennzeichnung und zu den Nachweisverfahren sollten umgehend erlassen werden. Nach dem Kommissionsvorschlag vom 3. Dezember 1997 soll für gentechnisch veränderten Mais und Soja der Nachweis grundsätzlich über die DNA-Sequenz erfolgen. Hilfsweise sollen Verfahren des Proteinnachweises eingesetzt werden.

904. Kennzeichnungsregelungen bei gentechnisch veränderten Lebensmitteln können dem vorbeugenden Gesundheitsschutz, dem Schutz gegen Irreführung und der Herstellung von Transparenz dienen. Es bestehen wenig Meinungsverschiedenheiten darüber, daß gentechnisch veränderte Lebensmittel, die mit gesundheitlichen Risiken verbunden sind, wenn sie überhaupt zugelassen werden, deklariert werden müssen. Eigentlich umstritten ist der Bereich der Restrisiken. Hier kann sich eine Kennzeichnungspolitik auf den Schutz gegen Täuschung des Verbrauchers über die Qualität des Produkts beschränken, aber auch die Herstellung voller Transparenz einschließlich der Produktionsweise anstreben (vgl. STREINZ, 1995, S. 137 ff.). Es ist offensichtlich, daß eine Politik der Transparenz zu einer „Stigmatisierung" gentechnisch veränderter Lebensmittel und damit zu Akzeptanzproblemen führen kann. Hierdurch wird der Eindruck vermittelt, allein mit der Präsenz von transgener DNA in Lebensmitteln – im Extremfall als Beimischung oder in extremen Spurenkonzentrationen oder gar als denaturierte DNA-Fragmente – könne ein Restrisiko für den Verbraucher verbunden sein. Der verfahrensorientierte Ansatz der VO Nr. 258/97 läßt nicht die Frage zu, ob das Vorliegen eines einzigen Nukleotidstrangs mit transgener DNA bereits erheblich ist, auch wenn für die Wesenhaftigkeit eines Organismus mehr als nur der Nachweis von DNA erforderlich ist (BRANDT, 1995, S. 272). Angesichts der Risiken, die üblicherweise von Lebensmitteln ausgehen können, wie Fremdstoff-, Toxin-, Kanzerogen- oder Allergenbelastung, ist es eher unwahrscheinlich, daß durch das bloße Vorliegen transgener DNA in Lebensmitteln überhaupt vergleichbare Gefährdungen für den Menschen ausgehen können. Hierfür wäre zumindest das Vorhandensein entsprechender Expressionsprodukte, zum Beispiel von Giften oder Allergenen, erforderlich. Denkbar ist aber auch, daß eine umfassende Verbraucherinformation letztlich die Akzeptanz gentechnisch veränderter Lebensmittel fördert (vgl. van den DAELE et al., 1996; SCHENEK, 1995, S. 178). Die Herstellung voller Transparenz beim Inverkehrbringen von Lebensmitteln, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten, aber auch solcher, die mit gentechnischen Verfahren hergestellt werden, ohne noch solche Organismen zu enthalten, entspricht der Entwicklung des Verbraucherrechts in der EG, insbesondere dem Mandat des Artikels 129a EGV. Sie ist nach Auffassung des Umweltrates vor allem dadurch gerechtfertigt, daß es sich bei den Risiken der Gentechnik um neuartige Risiken handelt, bei denen Bewertungsirrtümer nicht völlig ausgeschlossen werden können (HUBER, 1996, S. 302 f.; SCHLACKE, 1996, S. 291; WAHL und MELCHINGER, 1994, S. 975; abw.: HORST, 1993, S. 135). Genauso wenig wie bei Zusatzstoffen und Bestrahlung (§§ 9 Abs. 1 Nr. 5, 16 LMBG) verstößt eine Sonderkennzeichnung daher gegen den Gleichheitssatz. Es erscheint jedenfalls in einer Übergangsperiode angemessen, den Verbraucher aufgrund voller Information entscheiden zu lassen, ob er die geringen Restrisiken gentechnisch veränderter Lebensmittel um des gegebenenfalls niedrigeren Preises oder anderer Vorteile willen in Kauf nehmen will oder konventionell hergestellte Lebensmittel vorzieht.

Allerdings weist der Umweltrat darauf hin, daß es eine Vielzahl neuer Verfahren in der Lebensmitteltechnologie gibt, bei denen zwar keine Gentechnik, aber neue Organismen und Enzyme zum Einsatz kommen, zum Beispiel bei der Saft-, Backwaren- oder Wurstherstellung. Daß unter den hier eingesetzten Proteinen auch solche mit allergener Potenz sein können, wird unrichtigerweise meist nicht in Verbindung mit herkömmlich erzeugten, jedoch regelmäßig in Verbindung mit gentechnisch erzeugten Enzymen diskutiert. Außerdem stellen in der Lebensmittelherstellung Verunreinigungen oder Beimischungen, z. B. von Soja, ohne ausreichende Kennzeichnung für Allergiker ein Problem dar (MEYER und JACCAUD, 1997). In der öffentlichen Diskussion erlangen solche Untersuchungen jedoch in der Regel erst dann eine Bedeutung, wenn der Soja-Nachweis mit dem Nachweis einer gentechnischen Veränderung von Soja verbunden ist. Diese selektive Problemwahrnehmung ist aus naturwissenschaftlicher, wirkungsorientierter Sicht nicht angemessen. Ähnlich wie im Bereich der Saatgutzulassung (Abschn. 3.2.7.3) sollte die gegenwärtige Diskussion über die Kennzeichnung gentechnisch veränderter Lebensmittel Veranlassung geben, insgesamt eine ausgewogene Politik der Verbraucherinformation bei allen, nicht nur gentechnisch veränderten Lebensmitteln zu entwickeln.

3.2.8 Schlußfolgerungen und Empfehlungen

905. Die Nutzung der Gentechnik wird zweifellos mittel- und langfristig einen Einfluß auf ökologische und evolutionäre Prozesse haben. Die gezielte Konstruktion eines gentechnisch veränderten Organismus im Labor, insbesondere über Artschranken hinweg, stellt einen Vorgang dar, der im Rahmen einer natürlichen Evolution höchstwahrscheinlich nie abgelaufen wäre. Derzeit gibt es allerdings keine gesicherten Hinweise darauf, der Gentechnik per se eine besondere und herausragende Beeinflussung zuzuschreiben, die auf plausiblen und nicht auf rein spekulativen Hypothesen beruht. Es kommt vermutlich auf das oder die eingeführten Gene sowie die Art und Weise der Insertion (Einfügung) im Einzelfall an, welche toxikologisch oder allergologisch bedeutsamen oder fitneßverändernden Eigenschaften im Empfängerorganismus ausgeprägt werden. Da keine allgemeingültigen Aussagen über Risiken bei der Anwendung der Gentechnik abgeleitet werden können, wird auch in Zukunft eine detaillierte Bewertung des Einzelfalls erforderlich sein.

906. Der Umweltrat hält insgesamt die – ohne Zweifel vorhandenen – Risiken der Gentechnik, die mit einer breiten Einführung in der Landwirtschaft verbunden sind, für tragbar. Besondere Schäden, die

wesentlich über das übliche Maß bei landwirtschaftlicher Nutzung hinausgehen, sind beim gegenwärtigen Stand der Zulassung und des Inverkehrbringens nicht zu erwarten. Dennoch hält der Umweltrat ein dem heutigen Wissensstand angepaßtes Bündel von Maßnahmen für erforderlich, um die unterschiedlichen Risikoqualitäten der gentechnischen Eingriffe auch künftig angemessen bewerten und mögliche langfristige Auswirkungen des kommerziellen Einsatzes der Gentechnik auf Menschen und Umwelt erkennen zu können. Das allgemeine botanische Wissen über das Verhalten unserer Kulturpflanzen im Freiland bildet dabei den Grundstock für die Abschätzung der ökologischen Folgen beim Einsatz der transgenen Varianten im Freiland. Spezielle Kenntnisse werden durch die ökologische Begleitforschung geliefert. Wenn nach dem Inverkehrbringen von transgenen Pflanzen diese in großem Maßstab in der Landwirtschaft genutzt werden, ist eine ökologische Dauerbeobachtung angezeigt.

907. Die Entstehung von Inhaltsstoffen mit toxischem und allergenem Potential ist gleichermaßen bei der konventionellen und der transgenen Pflanzenzüchtung von Bedeutung. Gezielte Untersuchungen zu dieser Problematik sind bei der konventionellen Züchtung nicht vorgeschrieben, dagegen werden solche Untersuchungen für transgene Pflanzen gefordert, die in Verkehr gebracht werden sollen. Sicherheitsvorkehrungen zur Minimierung des Risikos durch allergene und toxische Substanzen, die für die Vermarktung von Produkten aus transgener Züchtung gelten, müßten prinzipiell auch bei landwirtschaftlichen Produkten aus konventioneller Züchtung Anwendung finden, da sich die vorhandenen stoffbezogenen Risiken kaum unterscheiden lassen. Die Wertungswidersprüche zwischen konventionellen und transgenen Pflanzen sind gesundheits- und umweltpolitisch kaum begründbar. Vorhandene Testverfahren sind ergänzungsbedürftig.

908. Bei der Konstruktion transgener Pflanzen haben bislang vor allem Resistenzgene gegen Antibiotika als Markergene Verwendung gefunden. Bis heute konnte kein Nachweis geführt werden, daß ein Transfer eines Antibiotikaresistenzgens von einer Pflanze auf Bakterien unter natürlichen Bedingungen erfolgt. Daraus läßt sich ableiten, daß ein solcher Transfer nur mit äußerst geringer Wahrscheinlichkeit stattfinden kann. Da Antibiotikaresistenzgene aber andererseits mit hoher Frequenz natürlicherweise in Bakterienpopulationen vorhanden sind und von dort durch horizontalen Gentransfer verbreitet werden, können durch transgene Pflanzen die Resistenzeigenschaften von Bakterien wohl nicht signifikant über die natürliche Rate hinaus erhöht werden. Der Umweltrat ist dennoch der Ansicht, daß zukünftig auf jegliche Art von Markergenen mit Antibiotikaresistenzeigenschaften spätestens dann, wenn transgene Pflanzen oder Mikroorganismen in Verkehr gebracht werden, verzichtet werden muß, um keine zusätzlichen Risiken aufkommen zu lassen. Hierfür erforderlicher Zeitaufwand und Züchtungsschritte müssen in Kauf genommen werden.

909. Entsprechende Empfehlungen zur Vermeidung überflüssiger Markergene und Steuersequenzen sollten umgehend ausgesprochen werden. Eingeführte Fremdgene sollten nicht auf Plasmiden gehalten werden. Bei der Zulassung von neuen konventionellen wie auch transgenen Sorten sollte stärker auf wertgebende Inhaltsstoffe geachtet werden. Die Regelungen über das Zulassungsverfahren für neue Sorten sollten dahin erweitert werden, daß unerwünschte toxische und genotoxische Stoffe nicht nur ein Grund für den Widerruf der Zulassung sind, sondern bei erheblichen Risiken zur Versagung der Zulassung führen können. Der Umweltrat regt an, praktikable standardisierte Testverfahren zu entwikkeln, um künftig das Zulassungsverfahren zu beschleunigen.

910. Die Nichtrückholbarkeit von Organismen und Genen bedingt, daß bei Freisetzungsexperimenten grundsätzlich mit größter Vorsicht vorgegangen werden muß. Jeder freizusetzende, gentechnisch veränderte Organismus ist – wie bisher – als Einzelfall zu behandeln und jedes Freisetzungsverfahren schrittweise durchzuführen. Sollte ein transgener Organismus langfristig in der Umwelt überleben und sich schließlich etablieren können, ist dies aus ökologischer Sicht zunächst als neutral zu betrachten. Zur Abschätzung der ökologischen Folgen muß das Verwilderungspotential der Ausgangspflanze genauso betrachtet werden, wie der Zugewinn an Durchsetzungsvermögen nach Einführung des Fremdgens. Neben der Etablierung transgener Organismen in der Umwelt ist das Auskreuzen der Fremdgene auf verwandte, in der Umwelt vorhandene Arten von Bedeutung, denn so können Fremdgene in Wildpflanzen mit nachgewiesenem Durchsetzungsvermögen und einem festen Platz in natürlichen Lebensgemeinschaften gelangen. Wenn ein Genfluß stattfindet, muß geprüft werden, welche ökologischen Folgen dies nach sich zieht.

Alle bislang gewonnenen Erkenntnisse zur Etablierung transgener Organismen und zur Auskreuzung von Fremdgenen lassen den Schluß zu, daß die bis heute in der Landwirtschaft Mitteleuropas eingesetzten herbizidresistenten Pflanzen weder nennenswerte wirtschaftliche Vorteile, noch erhebliche ökologische Veränderungen erwarten lassen. Entweder sind sie auf Dauer nicht überlebensfähig, oder es stehen keine Wildarten als Kreuzungspartner zur Verfügung. Die wenigen Beispiele, in denen es zu hybriden Nachkommen durch Kreuzung mit Wildarten kommen kann, bedürfen – auch wenn sie selbst zunächst ebenfalls als ökologisch wenig bedenklich eingestuft werden – einer intensiven Beobachtung, die über die gesetzlich vorgeschriebene Versuchsbeobachtung hinausgehen muß. Der Zustand der relativen Unbedenklichkeit könnte sich schon bald ändern, wenn in Zukunft Fremdgene eingesetzt werden sollten, die mehr umweltrelevante Eigenschaften aufweisen und ein Überleben unter extremen Umweltbedingungen wie Hitze, Kälte, Trockenheit, Nährstoffmangel oder Salzstreß ermöglichen. Solche transgenen Pflanzen oder die ihnen vermittelten Eigenschaften werden sich erfolgreich einbürgern und ausbreiten.

911. Der wissenschaftliche Ansatz der Ausbreitungsindizes stellt ein wichtiges Hilfsmittel dar, um

das Risiko einer Verwilderung oder Auskreuzung transgener Pflanzen bereits theoretisch vorab bewerten zu können (Abschn. 3.2.6). Aus den Basisdaten zum ökologischen Verhalten von Pflanzen, die die ökologischen Parameter Hybridisierung/Pollenausbreitung, Diasporenausbreitung und Verbreitungshäufigkeit umfassen, lassen sich Risikokategorien ableiten, die eine Einordnung der landwirtschaftlich genutzten nichttransgenen und damit auch der transgenen Pflanzen erlauben. Der Umweltrat hält es für dringend geboten, diesen wissenschaftlichen Ansatz der Ausbreitungsindizes für alle wichtigen Kulturpflanzen weiter zu verfolgen und für Europa sowie speziell für Deutschland in der Risikobewertung und im Zulassungsverfahren nach Gentechnikgesetz nutzbar zu machen. Bestehende Wissenslücken bei den Basisdaten sollten in internationaler Zusammenarbeit umgehend geschlossen werden.

912. Da durch das Einführen von Fremdgenen in Pflanzen das ökologische Verhalten verändert werden kann, bedürfen auch die eingeführten Genkonstrukte und die dadurch vermittelten Eigenschaften einer Risikobewertung. Dies ist vor allem im Hinblick auf eine weitere und unkontrollierte Ausbreitung transgener Eigenschaften im Verlaufe von Züchtungen neuer Sorten mit transgenen Nutzpflanzen und wegen des Risikos möglicher Auskreuzungen auf Wildpflanzen von Bedeutung. Der Umweltrat empfiehlt, in Anlehnung an die Risikobewertung mittels Ausbreitungsindizes ein Schema zu entwickeln, welches eine Klassifizierung von Fremdgenen und der von ihnen vermittelten Eigenschaften im Hinblick auf ökologische Konsequenzen erlaubt. Die Erarbeitung eines solchen Schemas sollte umgehend begonnen werden. Noch vorhandene Wissenslücken müßten im Rahmen einer gezielten Grundlagen- und Wirkungsforschung zügig geschlossen werden.

913. Mit einem solchen doppelten Bewertungsansatz von einerseits ökologischen Ausbreitungsindizes und andererseits einer Klassifizerung von Fremdgenen könnte dann das ökologische Verhalten von transgenen Pflanzen theoretisch bestimmt werden. Ausgangspunkt wäre das ökologische Verhalten der Ausgangspflanze, das sich je nach übertragenem Fremdgen verändert. Entsprechend sieht der Umweltrat die Möglichkeit, zukünftig bereits im ersten Schritt eines theoretischen Prüfverfahrens „relativ sichere", „ungewisse" und „unsichere" gentechnische Veränderungen zu erkennen (Tz. 815 ff.).

914. Da mit einer Zunahme an gentechnischen Neuentwicklungen mit Überlebensvorteilen und damit auch mit zunehmenden Risiken zu rechnen ist, hält der Umweltrat eine längerfristige finanzielle und institutionelle Sicherung der Begleitforschung für erforderlich. Es muß Sorge dafür getragen werden, daß die in den einzelnen Freilandversuchen der Begleitforschung erhobenen Daten den Genehmigungs- und Überwachungsbehörden sowie der Öffentlichkeit rasch zugänglich gemacht werden.

915. Bis heute werden Daten von kontrollierten Freisetzungsversuchen extrapoliert und daraus ökologische Vorhersagen gewonnen, die Massenfreisetzungen zu wirtschaftlichen Zwecken, das heißt das Inverkehrbringen, betreffen. Wegen der Unwägbarkeiten bei diesem Vorgehen empfiehlt der Umweltrat, diese ökologischen Vorhersagen laufend in der Realität zu überprüfen und deshalb eine ökologische Dauerbeobachtung einzurichten. Diese ökologische Dauerbeobachtung sollte sich als breit angelegtes Programm auf transgene Kulturpflanzen und ihre Wildverwandten in Deutschland konzentrieren. Ein solches Monitoring sollte vorrangig den Zielen der biologischen Sicherheit und des Naturschutzes dienen und die ökologischen Auswirkungen untersuchen, die sich aus einer möglichen Ausbreitung transgener Pflanzen beziehungsweise der eingesetzten Fremdgene ergeben. Es sollte aber darüber hinaus auch die Entstehung resistenter Unkräuter, die Ausbreitung von tierischen Schädlingen und das Verhalten von Nützlingen beobachtet werden. Ein effizientes Monitoring setzt voraus, daß Referenzdaten des jetzigen, von gentechnisch veränderten Organismen noch unbeeinflußten Zustandes vorhanden sind. Dies macht eine möglichst rasche Etablierung notwendig. Begleitforschungen und Dauerbeobachtungsprogramme dienen bei dem derzeitigen unzureichenden Wissensstand als ein Warnsystem, das die Chance auf ein frühzeitiges Erkennen von Umweltgefährdungen bietet und den Erfolg von Gegenmaßnahmen erhöht.

916. Bei der ökologischen Dauerbeobachtung schlägt der Umweltrat eine Beschränkung auf wesentliche Organismen und wesentliche Umweltfaktoren vor, wobei auch das Prinzip der repräsentativen Beobachtung verwirklicht werden sollte. Insbesondere muß das Untersuchungsprogramm die als „ungewiß" oder „unsicher" eingestuften gentechnisch veränderten Organismen abdecken. Weiterhin muß die Dauerbeobachtung stets auf ganzheitliche Untersuchungsansätze aufgebaut werden und dem Beziehungs- und Wirkungsgeflecht aller Organismen, der Ökosysteme und damit der biologischen Vielfalt gerecht werden.

917. Der Umweltrat empfiehlt, zunächst Fallstudien zu initiieren, mit deren Hilfe festgelegt werden kann, welche Detailfragen in den Dauerbeobachtungsprogrammen bearbeitet werden sollen. Über eine Institutionalisierung ist erst dann zu entscheiden, wenn die genannten Fallstudien erfolgreich angelaufen sind. Mittelfristig empfiehlt der Umweltrat eine Integration in die allgemeine ökologische Umweltbeobachtung (SRU, 1996, Abschn. 2.2.3.1; SRU, 1991). Es wird vorgeschlagen, daß zuständige überregionale Behörden des Bundes und der Länder, die bereits mit Überwachungsfunktionen betraut sind, sich gleichermaßen dieser neuen Aufgabe langfristig widmen sollten. Der Umweltrat befürwortet die Einrichtung einer zentralen Koordinationsstelle für die Umweltüberwachung transgener Organismen unter Beteiligung verschiedener Institutionen.

918. Die von der Europäischen Kommission erlassenen Vorschriften zur Kennzeichnung gentechnisch veränderter Lebensmittel erfordern eine umfangreiche Überwachung im Lebensmittelbereich. Eine Zusammenarbeit der Überwachungsstellen im Umwelt- und Lebensmittelbereich ist dringend geboten.

919. Das Zulassungssystem des deutschen Rechts beruht auf der EU-weiten Harmonisierung des Gentechnikrechts nach der Freisetzungsrichtlinie (RL 90/220/EWG). Die Spielräume für nationale „Alleingänge" sind dementsprechend materiellrechtlich stark beschränkt. Zuständig für Genehmigungsentscheidungen sind bei den örtlich begrenzten Freisetzungen die Mitgliedstaaten. Beim Inverkehrbringen besteht eine geteilte Zuständigkeit. Grundsätzlich entscheidet der Mitgliedstaat, bei dem der Antrag gestellt wird. Wenn ein anderer Mitgliedstaat Einwände gegen eine beabsichtigte Zulassung erhebt, wird die Entscheidung über den Zulassungsantrag durch die Kommission und gegebenenfalls den Rat im Regelungsausschußverfahren getroffen und nur noch formell vom betreffenden Mitgliedstaat bestätigt. Nach dem System der Freisetzungsrichtlinie ist die Zulassung der Vermarktung eines gentechnisch veränderten Organismus in der ganzen Europäischen Union bindend. Neben dem Gentechnikgesetz ist auf das Inverkehrbringen gentechnisch veränderter Pflanzensorten zum Anbau in Landwirtschaft und Gartenbau das Saatgutverkehrsgesetz anwendbar.

920. Die Aufspaltung der Prüfung der Wirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf mehrere Stoffgesetze ist umweltpolitisch unbefriedigend und sollte nach dem Vorbild des Arzneimittelrechts, Pflanzenschutzrechts und Futtermittelrechts und künftig des Saatgutverkehrsrechts zugunsten einer einheitlichen „sektoralen" Zulassung überwunden werden. Hinsichtlich des Inverkehrbringens verarbeiteter, gentechnisch veränderter Produkte, wie Lebens- oder Futtermittel, ist zu erwägen, dem Hersteller ein Optionsrecht zwischen einer separaten Zulassung des Ausgangsprodukts (z. B. Saatgut) im gentechnischen/saatgutverkehrsrechtlichen Verfahren und einer weiteren Zulassung des verarbeiteten Produkts (z. B. Lebensmittel) im stoffrechtlichen Zulassungsverfahren oder einer einheitlichen Zulassung von Ausgangs- und verarbeitetem Produkt in einem konzentrierten sektoralen Verfahren einzuräumen. Um Wettbewerbsverzerrungen durch unterschiedliche Behördenzuständigkeiten und die daraus gegebenenfalls folgenden unterschiedlichen behördlichen Risikokonzeptionen zu vermeiden, liegt es dann allerdings nahe, unabhängig von der Entscheidungsbefugnis im Verhältnis zum Antragsteller die (gegebenenfalls behördeninterne) Zuständigkeit für die gentechnische Risikoermittlung und -bewertung ein und derselben Behörde anzuvertrauen.

921. Der in § 16 Abs. 1 und 2 Gentechnikgesetz angestrebte Schutz des Menschen und der Umwelt bezieht sich nicht auf Einwirkungen durch gentechnisch veränderte Organismen schlechthin, sondern nur auf schädliche Einwirkungen. Gleichwohl werden in der bisherigen Genehmigungspraxis des Robert-Koch-Instituts auf Veranlassung des Umweltbundesamtes als Einvernehmensbehörde bei Freisetzungsanträgen die zu erwartenden Einwirkungen zunächst isoliert und ihre Minimierung unabhängig von der Feststellung der Schädlichkeit angestrebt. Dies erscheint für den Schutz der Umwelt an sich günstig, geht aber über das Vorsorgeprinzip hinaus. Es bestehen zwar nicht unerhebliche Meinungsverschiedenheiten darüber, wie greifbar die Anhaltspunkte für ein Gefährdungspotential als Vorsorgeanlaß sein müssen. Zum Teil wird eine Begrenzung auf empirisch verfügbares Risikowissen vertreten; zu Recht läßt man aber überwiegend auch theoretische Überlegungen und Berechnungen (hypothetisches Risiko) genügen. Einigkeit besteht jedoch darüber, daß ein rein spekulatives Risiko nicht ausreicht. Beschränkungsmaßnahmen gegenüber Einwirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf die Umwelt, die nicht als schädlich qualifiziert werden können, liegen im Bereich eines bloß spekulativen Risikos. Zur Minderung des Restrisikos können zwar Empfehlungen an die Betreiber gerichtet werden, Markergene und überflüssige Steuersequenzen zu entfernen, jedoch handelt es sich nach dem gegenwärtigen Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse nicht um Risiken, die Anlaß zur Besorgnis geben und deshalb Gegenstand einer behördlichen Regelung sein könnten. Eine solche Empfehlung zur Vermeidung von Markergenen, die Resistenzen gegen therapeutisch bedeutende Antibiotikaklassen oder gegen Herbizide bewirken, ist von der Zentralen Kommission für die biologische Sicherheit ausgesprochen worden (vgl. Tz. 863).

922. Hinsichtlich der Bewertung von Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen auf die Umwelt, insbesondere auf Kulturpflanzen und den Naturhaushalt im ganzen, können als Richtschnur grundsätzlich die Maßstäbe des Naturschutzrechts herangezogen werden, jedoch fehlt es bisher an einem geschlossenen Konzept. Anhand des Maßstabs der Gleichartigkeit/Ungleichartigkeit werden die Auswirkungen gentechnisch veränderter Organismen mit denen natürlicher Prozesse oder konventioneller Züchtungen verglichen. Handelt es sich um Auswirkungen, die in gleicher Weise in der Natur ablaufen oder durch konventionelle Züchtungen verursacht werden können, gelten die Auswirkungen als nicht schädlich (oder doch vertretbar). Wenn man den höheren Sicherheitsstandard des Gentechnikrechts gegenüber dem für konventionelle Züchtungen anwendbaren Saatgutverkehrsrecht berücksichtigt, so sind die Auswirkungen bei einem auch nur geringen Nutzen jedenfalls vertretbar. Handelt es sich um neuartige Prozesse, so liegt keine Schädlichkeit per se vor, vielmehr muß eine besondere Bewertung erfolgen. Dieser Ansatz ist bei Freisetzungen grundsätzlich richtig. Beim Inverkehrbringen ist seine Tragfähigkeit begrenzt. Im Hinblick auf den möglichen massenweisen Einsatz eines gentechnisch veränderten Organismus ist es denkbar, daß die Auswirkungen nicht mehr mit natürlichen Prozessen vergleichbar sind. Die Problematik solcher Bewertungen liegt in dem weiten, zu beurteilenden Zeithorizont.

923. Das Inverkehrbringen gentechnisch hergestellter Sorten bedarf auch einer Zulassung nach Saatgutverkehrsgesetz. Von besonderer Bedeutung ist dabei für gentechnisch hergestellte Pflanzen – neben der Beständigkeit – die Zulassungsvoraussetzung des landeskulturellen Wertes. Dieses Erfordernis stellt nach der Zulassungspraxis eine hohe Hürde dar. Die gesundheitliche Unbedenklichkeit ist nicht im Begriff des landeskulturellen Wertes enthalten.

Sie ist – außer bei Gemüsesorten – nicht Zulassungsvoraussetzung, vielmehr sind Gesundheitsgefahren nur Widerrufsgrund. Die Zulassung ist zwingend zu erteilen, wenn die neue Sorte in der Gesamtheit ihrer festgestellten wertbestimmenden Eigenschaften im Vergleich zu den wertbestimmenden Eigenschaften der bereits eingetragenen Sorte eine deutliche Verbesserung erwarten läßt. Ferner ist eine Zulassung aufgrund einer Abwägung möglich, wenn die angemeldete Sorte in einer wertbestimmenden Eigenschaft besser, in anderen wertbestimmenden Eigenschaften aber schlechter ist als jede andere zugelassene Sorte. Je bedeutender und wichtiger der züchterische Fortschritt sich in den verbesserten wertbestimmenden Eigenschaften der Sorte darstellt, um so schwächer dürfen die Leistungen in den übrigen wertbestimmenden Eigenschaften sein. Fraglich ist, ob ein positives Ergebnis der Wertprüfung durch zu erwartende negative Auswirkungen gentechnisch veränderter Pflanzen auf die Umwelt mit der Folge ausgeglichen werden kann, daß im Ergebnis der landeskulturelle Wert zu verneinen wäre. Auch das EU-Recht ist insoweit unklar, legt aber eine restriktive Auslegung nahe.

924. Die Defizite des Saatgutzulassungsregimes liegen vor allem darin, daß eine systematische Überprüfung der gesundheitlichen Risiken neuer Sorten nicht erfolgt und die Verbreitung unerwünschter Eigenschaften neuer Sorten in der Umwelt nicht kontrolliert werden kann. Bei gentechnisch veränderten Sorten können diese Mängel durch das Zulassungsverfahren nach dem Gentechnikgesetz aufgefangen werden, bei konventionellen Züchtungen besteht eine Gesetzeslücke. Die Wertungswidersprüche zwischen Saatgutverkehrs- und Gentechnikrecht sind gesundheits- und umweltpolitisch jedenfalls insoweit kaum begründbar, als es sich um Wirkungen handelt, die in gleicher Weise auch bei konventionellen Pflanzensorten auftreten können. Eine konsistente Risikopolitik erfordert eine Verschärfung der Zulassungsvoraussetzungen für Saatgut. Sie bedürfte freilich bei Sorten, die harmonisierten Zulassungsverfahren unterliegen, das heißt Betarüben, Futterpflanzen, Getreide, Kartoffeln, Öl- und Faserpflanzen sowie Gemüse, einer Änderung oder jedenfalls Klarstellung des EU-Rechts.

925. Die Zulassung des Inverkehrbringens und die zur Vorbereitung der Zulassung erforderliche Prüfung nach dem Gentechnikgesetz bauen regelmäßig auf der vorherigen Prüfung und Zulassung der Freisetzung sowie den bei der Freisetzung gewonnenen Erfahrungen auf. Der Grundgedanke dieses Stufenkonzepts geht dahin, daß in den vorangegangenen Freisetzungsversuchen ausreichendes Risikowissen über die Eigenschaften und das Verhalten der gentechnisch veränderten Organismen in der Umwelt generiert worden ist, um auf der Grundlage der zusätzlichen Angaben des Antragstellers über Art und Umfang der Verwendung und die vorgesehene Verbreitung sowie gegebenenfalls vorgesehene Kontrollmaßnahmen die Risiken des Inverkehrbringens beurteilen zu können. Das Inverkehrbringen bedingt im Vergleich zum Freisetzungsversuch jedoch eine weiterreichende Offenheit des Systems; es ist mit diffusen Einwirkungsorten verbunden und kann durch Auflagen gegenüber dem Inhaber der Zulassung nicht ausreichend kontrolliert werden. Es kommt hinzu, daß selbst die Beschränkung des Inverkehrbringens auf einen bestimmten Verwendungszweck nicht gegenüber dem Verwender durchgesetzt werden kann, wenn dieser nicht mit dem Inhaber der Zulassung identisch ist. Das Grundproblem liegt aber darin, daß die „Übersetzung" aus dem kleinen Maßstab der Freisetzung in den großen des Inverkehrbringens eine nicht lediglich quantitative, sondern gegebenenfalls auch qualitative Veränderung zur Folge haben kann.

926. Die begrenzte Übertragbarkeit der Erkenntnisse aus der vorangegangenen Freisetzung auf das Inverkehrbringen läßt sich aber durch die Risikobeurteilung und Erteilung von Auflagen nach § 19 Gentechnikgesetz im Zulassungsverfahren hinsichtlich des Inverkehrbringens nicht in vollem Umfang kompensieren, weil eine übermäßige Ausweitung der Logik des Zulassungsverfahrens als „Eröffnungskontrolle" widerspräche. Zur angemessenen Regulierung zunächst unerkannter oder irrtümlich als vertretbar angesehener Fernwirkungen, die auf dem immanenten Gefährdungspotential der Gentechnik und der weitgehenden Verwendung gentechnisch veränderter Sorten in der Landwirtschaft beruhen, sind nachträgliche, die Verwendung begleitende Risikoforschung und Kontrollen und gegebenenfalls nachträgliche Entscheidungen in Betracht zu ziehen. Die darin im Kern angelegte Flexibilisierung und Dynamisierung der Zulassung trägt der Erkenntnis Rechnung, daß aufgrund der Begrenztheit des Risikowissens die Problemlösungskapazität von Eröffnungskontrollen begrenzt ist. Eine „beobachtete Zulassung" hat gerade bei neuen Technologien den Vorteil, daß technische Innovationen nicht übermäßig behindert werden, andererseits dem Schutzanspruch des Gesetzes Rechnung getragen werden kann, wenn ein greifbarer Anlaß zur Besorgnis besteht.

927. Von der Nachkontrolle, die der Überwachung der Folgen einer Freisetzung oder eines Inverkehrbringens dient, ist die Begleitforschung zu unterscheiden. Ihr Ziel ist es, anläßlich eines gentechnischen Versuchs oder des Inverkehrbringens den Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse hinsichtlich der mit den gentechnisch veränderten Organismen verbundenen Risiken fortzuentwickeln. Eine Pflicht zur Begleitforschung gibt es im Gentechnikgesetz nicht. Selbst Aufträge zur staatlich finanzierten Begleitforschung finden sich im Gesetz nur in sehr begrenzter Form (vgl. §§ 28, 29 GenTG).

928. Das Gentechnikrecht enthält hinsichtlich der nachträglichen Gewinnung von Risikowissen deutliche Defizite. Zwar wäre eine generelle Pflicht des Betreibers und Herstellers zum Nachzulassungsmonitoring unverhältnismäßig, jedoch sollte § 19 Gentechnikgesetz dahin erweitert werden, daß die zuständige Behörde eine solche Pflicht im Wege der Auflage – zeitlich begrenzt – begründen kann. Als Entscheidungskriterien könnten dann durch Verwaltungsvorschrift die vom Umweltrat vorgeschlagenen Risikoklassen festgelegt werden. Für eine derartige Gesetzesänderung bedürfte es aber einer Änderung

der Freisetzungsrichtlinie. Für ein langfristiges Umweltmonitoring sind ebenfalls die gesetzlichen Grundlagen zu schaffen. Für die Finanzierung von Begleitforschung sind Fondsmodelle in Betracht zu ziehen. Ob es vertretbar ist, dem Betreiber auch die Verpflichtung zur Begleitforschung aufzuerlegen, erscheint dem Umweltrat zweifelhaft. Hierdurch würden für die Entwicklung der Gentechnik in Deutschland Innovationshemmnisse aufgebaut und Wettbewerbsverzerrungen geschaffen.

929. Der Umweltrat sieht grundsätzlich den kombinierten Ansatz der Risikobewertung von einerseits ökologischen Ausbreitungsindizes und andererseits einer Klassifizierung von Fremdgenen und ihren im Zielorganismus vermittelten Eigenschaften als geeignet an, das Zulassungsverfahren für Freisetzungen hinsichtlich der ökologischen Risiken zu deregulieren (vgl. Tz. 815 ff.). Er lehnt zur Zeit eine Entlassung aus dem Zulassungsverfahren ab, hält jedoch ein bezüglich einzelner Risikosegmente vereinfachtes Verfahren zukünftig für möglich, wenn es gelingt, unterschiedliche Risikoniveaus operational zu definieren; diese Arbeit muß erst noch geleistet werden.

930. Problematischer erscheint dem Umweltrat die Frage nach einer möglichen Deregulierung des Zulassungsverfahrens für das Inverkehrbringen. Er hält zwar grundsätzlich eine Übertragung des Konzeptes der Risikoklassen auch auf das Inverkehrbringen für möglich, soweit es sich um gentechnische Veränderungen mit klar definierten Eigenschaften handelt; die Arbeit, diese Veränderungen zu bezeichnen, ist aber ebenfalls noch zu leisten. Deregulierungen dieser Art müßten darüber hinaus eine Ausweitung der vom Umweltrat befürworteten Begleitforschung und des Nachzulassungsmonitorings auch im Lebensmittelbereich zur Folge haben. Daher kann in absehbarer Zeit nicht so sehr die Entlassung aus der Zulassungspflicht, sondern allenfalls die Einführung eines vereinfachten Verfahrens erwogen werden.

931. Eine besondere Brisanz in der öffentlichen Diskussion besitzt die Frage, unter welchen Voraussetzungen gentechnisch veränderte Lebensmittel oder Lebensmittelzutaten in den Verkehr gebracht werden können. In diesem Bereich stehen zwei unterschiedliche regulatorische Risikokonzepte einander gegenüber. Während das Lebensmittelrecht – abgesehen von Zusatzstoffen – auf dem Grundsatz der Marktfreiheit beruht und lediglich das Inverkehrbringen gesundheitsgefährdender Lebensmittel untersagt, geht das Gentechnikrecht von der Notwendigkeit einer Präventivkontrolle aus, die der Abwehr von Gefahren und der Vorsorge gegen Risiken dient, die mit dem Inverkehrbringen verbunden sind. Hieraus ergeben sich unterschiedliche Herangehensweisen bei der Überprüfung der mit ihrem Verzehr verbundenen Risiken und bei der Gleichwertigkeit der Sicherheitsniveaus.

932. Das Zulassungssystem der Verordnung beruht auf einer Einteilung neuartiger Lebensmittel in zwei Risikoklassen. Grundsätzlich findet ein Zulassungsverfahren statt, in dem der Hersteller den Nachweis für die Unbedenklichkeit des neuartigen Lebensmittels erbringen muß. Enthalten die Lebensmittel gentechnisch veränderte Organismen oder bestehen sie aus ihnen, so gehören zu den beizubringenden Unterlagen auch die Freisetzungsgenehmigung, die Ergebnisse der Freisetzungen und die vollständigen Genehmigungsunterlagen für das Inverkehrbringen nach der Freisetzungsrichtlinie. Neuartige Lebensmittel, die zwar aus gentechnisch veränderten Organismen hergestellt wurden, solche aber nicht enthalten und nach den verfügbaren und allgemein anerkannten wissenschaftlichen Befunden oder aufgrund der Stellungnahme der zuständigen nationalen Lebensmittelprüfstelle konventionellen Lebensmitteln im wesentlichen gleichwertig sind, bedürfen dagegen nur der Anmeldung bei der Kommission; abzustellen ist dabei auf Zusammensetzung, Nährwert, Stoffwechsel, Verwendungszweck und Gehalt an unerwünschten Stoffen. Diese Vereinfachung ist nach Auffassung des Umweltrats gesundheitspolitisch an sich vertretbar und wirtschaftlich sinnvoll. Ein Mangel des Anmeldeverfahrens liegt darin, daß die wesentliche Gleichwertigkeit nicht stets zweifelsfrei festzustellen ist; der Hersteller kann zunächst selbst entscheiden, ob er nur eine Anmeldung vornimmt oder den beschwerlicheren Weg des Zulassungsverfahrens geht. Im Hinblick auf die Neuartigkeit der Risiken gentechnisch veränderter Lebensmittel wäre im übrigen erwünscht gewesen, ein Nachzulassungsmonitoring nach dem Muster des Lebensmittelrechts vorzuschreiben. Die bestehenden Regelungen des deutschen Rechts (§§ 46c bis 46e LMBG) sollten nach Auffassung des Umweltrats für gentechnisch veränderte Lebensmittel beibehalten und sogar ausgebaut werden.

933. Neben der Zulassung steht die Kennzeichnung neuartiger, insbesondere gentechnisch veränderter Lebensmittel im Zentrum der Verordnung über neuartige Lebensmittel. Die Kennzeichnungsregelung geht über den bereits in der Freisetzungsrichtlinie angelegten Gesundheitsschutz hinaus und umfaßt auch den Schutz des Verbraucherinteresses vor Täuschung und die Gewährleistung von Transparenz. Es bestehen jedoch erhebliche Unsicherheiten hinsichtlich der Feststellung und Bewertung des Vorhandenseins gentechnisch veränderter Organismen und insbesondere der substantiellen Gleichwertigkeit bei gentechnisch im Vergleich zu konventionell hergestellten Lebensmitteln. Entsprechendes gilt hinsichtlich der Reichweite und der Art der Kennzeichnung.

In Zukunft wird es kein allgemeingültiges Verfahren für den Nachweis gentechnischer Veränderungen in der Nahrung geben. Die Verfahren müssen auf den Einzelfall abgestellt werden. Der Prüfung der Nukleotidsequenz sollte als direktem Nachweisverfahren jedoch zunächst der Vorzug vor anderen Verfahren gegeben werden. Dennoch werden Nachweislücken bleiben, insbesondere bei Weiterzüchtungen, in der Tierernährung, bei Vermischungen, Verunreinigungen und umfangreichen, schwer kontrollierbaren Verarbeitungsschritten. Der Umweltrat weist deshalb darauf hin, daß in solchen Fällen allenfalls ein pragmatisches Vorgehen bei der Kennzeichnung möglich sein wird. Entsprechende Ausführungsvorschriften zur Kennzeichnung und zu den Nachweisverfahren sollten umgehend erlassen werden.

934. Es ist offensichtlich, daß eine Politik der Transparenz zu einer „Stigmatisierung" gentechnisch veränderter Lebensmittel und damit zu Akzeptanzproblemen führen kann. Hierdurch wird der Eindruck vermittelt, allein mit der Präsenz von Spuren transgener DNA in Lebensmitteln könne ein Restrisiko für den Verbraucher verbunden sein. Angesichts der Risiken, die üblicherweise von Lebensmitteln ausgehen können, ist es eher unwahrscheinlich, daß durch das bloße Vorliegen transgener DNA in Lebensmitteln überhaupt vergleichbare Gefährdungen für den Menschen ausgehen können. Hierfür wäre zumindest das Vorhandensein entsprechender Expressionsprodukte, zum Beispiel von Giften oder Allergenen, erforderlich. Denkbar ist aber auch, daß eine umfassende Verbraucherinformation letztlich die Akzeptanz gentechnisch veränderter Lebensmittel fördert. Die Herstellung voller Transparenz beim Inverkehrbringen von Lebensmitteln, die gentechnisch veränderte Organismen enthalten, aber auch solcher, die mit gentechnischen Verfahren hergestellt werden, ohne noch solche Organismen zu enthalten, entspricht der Entwicklung des Verbraucherrechts. Sie ist nach Auffassung des Umweltrates vor allem dadurch gerechtfertigt, daß es sich bei den Risiken der Gentechnik um neuartige Risiken handelt, bei denen Bewertungsirrtümer nicht völlig ausgeschlossen werden können.

Allerdings weist der Umweltrat darauf hin, daß es eine Vielzahl neuer Verfahren in der Lebensmitteltechnologie gibt, bei denen zwar keine Gentechnik, aber neue Organismen und Enzyme zum Einsatz kommen. Außerdem stellen in der Lebensmittelherstellung Verunreinigungen oder Beimischungen ohne ausreichende Kennzeichnung für Allergiker ein Problem dar. Die gegenwärtige Diskussion über die Kennzeichnung gentechnisch veränderter Lebensmittel sollte vor diesem Hintergrund Veranlassung geben, insgesamt eine ausgewogene Politik der Verbraucherinformation bei allen, nicht nur gentechnisch veränderten Lebensmitteln zu entwickeln.

3.3 Umweltschutz und internationaler Handel

935. Im Ausklang des zwanzigsten Jahrhunderts gerät die internationale Dimension mehr und mehr zur bestimmenden Herausforderung für die umweltpolitischen Akteure. Nationale Maßnahmen erweisen sich in dem Maße als unzureichend, wie sich Umweltgüter beziehungsweise Umweltbelastungen über Staatsgrenzen hinweg erstrecken. Politische Initiativen zur Bewältigung der jeweiligen Probleme sind im Fall grenzüberschreitender beziehungsweise globaler Umweltgüter auf bi- oder multilaterale Übereinkommen (z. B. Montrealer Protokoll zum Schutz der Ozonschicht, Klimarahmenkonvention) oder die Schaffung internationaler Organisationen angewiesen, beispielsweise auf der Ebene der Europäischen Union oder der Vereinten Nationen.

In der politischen Debatte über Ursachen und Lösungswege internationaler Umweltprobleme wird dem Zusammenspiel von dynamisch wachsendem Welthandel und Umweltschutzanliegen erhöhte Aufmerksamkeit zuteil; zum einen mit Blick auf die grundlegenden Umweltwirkungen einer vertieften weltwirtschaftlichen Arbeitsteilung mit ihrer Intensivierung von Güter- und Kapitalströmen („Globalisierung"), zum anderen im Bemühen, die durch das Abkommen zur Errichtung der Welthandelsorganisation (WTO) konstituierte internationale Handelsordnung für umweltpolitische Zwecke einsetzen beziehungsweise umwidmen zu können.

Der Umweltrat sieht die Bereiche Welthandel und Umwelt schon über das Leitbild dauerhaft umweltgerechter Entwicklung, wie es mit den Leitlinien der Agenda 21 der Rio-Deklaration für die Völkergemeinschaft verbindlich geworden ist, eng miteinander verbunden. Als zentrales Anliegen ist im Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung der Entwicklungs- und Wohlstandsbegriff als Vernetzung von ökologischer, ökonomischer und sozialer Entwicklung formuliert. Entscheidungsprobleme, die aus konfliktären Beziehungen innerhalb des umfassenden Zielsystems erwachsen, sind letztlich nur im Wege gesellschaftlicher Güter- und Übelabwägungsprozesse (SRU, 1994, Tz. 50 ff.) zu lösen, die den regelmäßig unterschiedlichen Bedingungen und Interessen der Staaten Rechnung tragen müssen.

Im Mittelpunkt des Kapitels stehen für den Umweltrat Überlegungen dazu, wann Einschränkungen des freien Warenverkehrs überhaupt zulässig sind (Eingriffslegitimierung) und welche Maßnahmen in diesem Zusammenhang geeignet sind und ergriffen werden sollten (Eingriffsordnung) (vgl. SRU, 1996, Tz. 1054; SRU, 1994, Tz. 608).

3.3.1 Außenhandel, Umwelt und Entwicklung – globale Perspektiven

936. Für die Bezugnahme auf das Leitbild dauerhaft umweltgerechter Entwicklung im Spannungsfeld zwischen Welthandelsordnung und Umweltschutz ist insbesondere die Erkenntnis bedeutsam, daß

- mit der Einbindung gerade der Schwellen- und Entwicklungsländer in die weltwirtschaftliche Arbeitsteilung Wachstumseffekte verbunden sind (KRUEGER, 1997, 1983; UNCTAD, 1997a und b; BENDER, 1994; Weltbank, 1993), ohne deren Einkommensimpulse eine nachhaltige Bekämpfung der weltweit grassierenden Armut zum Scheitern verurteilt ist.
- Fortschritte bei der Armutsbekämpfung vor dem Hintergrund einer relativ engen Beziehung zwischen durchschnittlich erreichtem Lebensstandard und Bevölkerungswachstum (Weltbank, 1992; HARBORTH, 1991) unverzichtbar im Hinblick auf die Bewältigung bedeutender Umweltprobleme sind. Trotz einiger Fortschritte während der letzten Generation leben noch immer eine Milliarde Menschen in akuter Armut (Weltbank, 1992, S. 1). In den letzten 25 Jahren hat sich ihre Zahl sogar deut-

lich erhöht (SCHUBERT, 1994, S. 37). Eine wegen des hohen Trägheitsmoments demographischer Prozesse relativ sichere Trendextrapolation zeigt, daß um das Jahre 2030 mehr als zehn Milliarden Menschen auf der Erde leben werden (Weltbank, 1994, S. 249). Der Degradationsdruck in vielen ökologisch heute schon sensiblen Räumen dürfte dann dramatisch zunehmen.

937. Im Hinblick auf die Überwindung von Armut bedarf es schon vor dem Hintergrund zumeist eher bescheidener (und stetig sinkender) Entwicklungshilfetransfers aus den Industrieländern der Mobilisierung des in den Ländern der Dritten Welt selbst vorhandenen Entwicklungspotentials. Langfristig erfolgversprechende Perspektiven für eine Hilfe zur Selbsthilfe liegen nach Auffassung des Umweltrates in der stärkeren Einbindung einkommensschwacher Regionen in den Welthandel. Tatsächlich ist jedoch zu beobachten, daß Ländern der Dritten Welt Marktzutrittsmöglichkeiten gerade in den Bereichen systematisch verbaut werden, wo jene komparative Produktionskostenvorteile geltend machen können: Agrarprodukte, Textilien, Schiffbau, Stahl und vieles mehr. Es ist deshalb im Sinne des Leitbildes dauerhaft umweltgerechter Entwicklung zu begrüßen, daß die Uruguay-Runde des General Agreement on Tariffs and Trade (GATT) mit der Rückführung zahlreicher handelsbeschränkender Praktiken der westlichen Industrieländer erfreuliche Zeichen gesetzt hat. Weitergehende Liberalisierungsschritte bleiben allerdings gerade im Agrarbereich anzumahnen; alleine der Agraretat der Europäischen Union liegt deutlich über dem Volumen der gesamten (staatlichen) Entwicklungshilfe aller Mitgliedstaaten.

938. In seiner Einschätzung sieht sich der Umweltrat von empirischen Untersuchungen bestätigt. Eine Reihe von Entwicklungsländern, vorrangig im südostasiatischen Raum, hat seit den sechziger Jahren von der verstärkten Teilnahme am internationalen Wettbewerb klar profitiert. So bewirkten Außenhandelssteigerungen überwiegend deutlich höhere Beschäftigungsgrade und Reallöhne. In den Ländern, in denen das Wachstum der Exportquote über dem Mittelwert lag, konnte das Reallohnniveau im Durchschnitt um drei Prozent zunehmen, wogegen in den relativ außenhandelsschwachen Entwicklungsländern allenfalls Stagnation zu beobachten war (Weltbank, 1995, S. 55). Im Gegensatz zu den meisten afrikanischen und vielen südamerikanischen Ländern konnten Länder wie Taiwan, Südkorea, Thailand, Indonesien, Malaysia oder die Philippinen zeitgleich deutliche Fortschritte in der Armutsbekämpfung und der Rückführung des Bevölkerungswachstums verzeichnen.

939. Es ist im hier diskutierten Kontext unbestritten, daß Wachstumsprozesse, befördert durch die Intensivierung der weltwirtschaftlichen Handelsbeziehungen, Umweltschäden hervorrufen und gegebenenfalls zu Wohlfahrtsverlusten führen können, wenn die Inanspruchnahme von Umweltgütern nicht einem geeigneten umweltpolitischen Nutzungsregime unterliegt. Empirisch-historische Untersuchungen stützen diese Modellaussage auf mittlere und lange Frist jedoch nur bedingt; danach kommt es gemessen am Bruttosozialprodukt pro Kopf in den Frühphasen des wirtschaftlichen Entwicklungsprozesses zu signifikant zunehmenden Umweltbelastungen in bestimmten Bereichen, die ab einem Einkommensniveau von ca. 5 000 US-$ pro Kopf ihren Wendepunkt erreichen und in der Folge stetig sinken (GROSSMANN und KRUEGER, 1995; SHAFIK, 1994; Weltbank, 1992).

Verantwortlich für die glockenförmig verlaufenden Belastungskurven sind unter anderem

- Veränderungen der gesellschaftlichen Präferenzstruktur, ausgelöst durch steigende Einkommen (bei positiven, z. T. superioren Einkommensnachfrageelastizitäten für Umweltgüter) und die wachsende Fühlbarkeit von Umweltbelastungen als Umweltschäden, die sich zum Teil in umweltfreundlicheren Konsummustern und Produktionsstrukturen niederschlagen und gleichfalls zu Anpassungsreaktionen im politisch-institutionellen System führen. Überraschenderweise findet sich das glockenförmige Verlaufsmuster auch in Ländern, die westlichen Demokratiemodellen nicht unbedingt folgen (JÄNICKE und WEIDNER, 1997).
- die mit steigendem Einkommen progressive Verringerung der Geburtenraten bis hin zu einem absoluten Rückgang der Geburtenzahlen (mit allerdings hoher Varianz in Ländern mit vergleichbarem Durchschnittseinkommen), im wesentlichen verursacht durch steigende Opportunitätskosten der Kindererziehung, sowie der Aufbau sozialer Alterssicherungssysteme, die hohe Kinderzahlen als Mittel der Alters- und Krankheitsvorsorge obsolet werden lassen.

Einschränkend ist allerdings festzuhalten, daß im Wachstumsprozeß auch in fortgeschrittenen Stadien neuartige Umweltbelastungen auftreten können (z. B. Grundwasserbelastungen durch intensive Landwirtschaft, allergene Reaktionen auf Stoffe, Umweltbelastungen des Verkehrs u. a.) oder sensibler bewertet werden (z. B. Landschaftszerstörung). Auch konnte für Belastungen globaler Umweltgüter, insbesondere CO_2- und andere klimarelevante Emissionen, keine Entkopplung von wirtschaftlicher Entwicklung und Umweltbelastung beobachtet werden. Im Gegensatz zu vielen nationalen Umweltproblemen fehlt es bei globalen Schutzgütern zumeist an entsprechenden Regulierungsantworten der Weltgemeinschaft. Ohne diese kann mit Verhaltensänderungen von Einzelstaaten beziehungsweise von privaten Akteuren jedoch kaum gerechnet werden. Darüber hinaus ist unbestritten, daß die Phase, bis durch wachstumsinduzierte Einkommenseffekte eine Trendwende in bezug auf die verschiedenen Umweltbelastungen eingeleitet wird, doch erhebliche Zeit beanspruchen kann und im Hinblick auf die Bewahrung bestimmter Schutzgüter, zum Beispiel den Artenreichtum tropischer Regenwälder, unter Umständen die Gefahr besteht, daß kritische Schadensschwellen überschritten werden. In diesen Fällen müssen sich die Entscheidungsträger darum bemühen, eine entsprechende Trendumkehr – ge-

gebenenfalls durch Einkommenstransfers – frühzeitig herbeizuführen sowie Belastungsspitzen zu vermeiden.

3.3.2 Zu den Umweltwirkungen von Freihandel und weltweiter Integration

940. Geht man von einer Weltgemeinschaft aus, die in den grundlegenden ökonomischen wie gesellschaftlichen Bedingungen ihrer Regionen beziehungsweise Mitgliedstaaten pluralistisch verfaßt ist, können Preis- und Kostendifferenzen über den Handel mit Gütern und Dienstleistungen in Effizienzsteigerungen in der Produktion und eine verbesserte Versorgung der Bevölkerung transformiert werden. Dies gilt selbst dann, wenn in der Ausgangslage keine absoluten, sondern nur komparative (relative) Kostendifferenzen bestehen (Tz. 971 f.). Die Ausweitung der Handelsbeziehungen führt zu einer Spezialisierung der beteiligten Länder auf jene Aktivitäten und Produktionsprozesse, für die hinsichtlich Vorkommen und Qualität der eingehenden Produktionsfaktoren – Arbeit, Kapital und Umweltressourcen – jeweils besonders günstige Voraussetzungen bestehen. Neben Wohlfahrtszuwächsen aus der Spezialisierung der Produktionsstruktur und der verbesserten Güterversorgung der inländischen Konsumenten profitieren die Handelspartner von dynamischen Wettbewerbsgewinnen aus der Intensivierung von Innovationsleistungen und der Diffusion technischen Fortschritts.

Das Prinzip freier Weltmärkte basiert auf der Idee genereller Wohlfahrtsgewinne für alle am internationalen Handel Beteiligten durch weltweite Arbeitsteilung. Die Institutionalisierung des Freihandelsparadigmas im Rahmen des GATT/WTO-Regelwerks hat dieses zu einem im Wettbewerb der Ordnungssysteme erfolgreichen (und stabilen) Kooperationsmodell gemacht.

941. Die Musteraussage positiver Wohlfahrtseffekte ist allerdings an bestimmte Prämissen gebunden. Aus volkswirtschaftlicher Sicht sind Außenhandelstranfers immer dann wünschenswert, wenn der resultierende Nutzenzuwachs die (Opportunitäts-) Kosten des Ressourcenverbrauchs, unter Einbeziehung der negativen Auswirkungen auf die Umwelt, übersteigt. Entwicklungs- beziehungsweise außenhandelsbedingte Beeinträchtigungen der Umwelt stellen im Lichte der ökonomischen Theorie Nutzungskosten dar, die den Wohlfahrtsgewinnen außenwirtschaftlicher Transaktionen gegenzurechnen sind. Implizit sind die positiven Wohlfahrtswirkungen des Freihandels an die Voraussetzung geknüpft, daß die Opportunitätskosten der eingesetzten Produktionsfaktoren einschließlich der in Anspruch genommenen Umweltressourcen auch tatsächlich als (Schatten-)Preise erhoben werden und damit bei Produktions- und Konsumentscheidungen von Unternehmen und Haushalten entsprechend ihrer Knappheit Berücksichtigung finden. Unterbleibt eine entsprechende umweltpolitische Lenkung, sind per Saldo volkswirtschaftliche Wohlfahrtsverluste als Ergebnis dieses „Staatsversagens" nicht auszuschließen.

942. Als mögliche spezifisch umweltbezogene Effekte intensivierter Handelsbeziehungen sind im hier interessierenden Kontext fünf Wirkungen bedeutsam:

- Transportaktivitäten und damit die den jeweiligen Transportträgern zuzurechnenden Umweltbelastungen (Emissionen, Landschafts- und Flächenverbrauch, Unfallrisiken) nehmen zu.
- Handelsbedingt werden Wachstumsimpulse ausgelöst, die einerseits bei gegebener Produktionstechnologie zu höheren Emissionen führen, andererseits aber (im Zeitablauf zunehmende) einkommensbedingte Nachfrageimpulse nach höherer Umweltqualität nach sich ziehen.
- Spezialisierungsbedingt verändern sich Produktionsstruktur (Sektoren/Branchen) und Faktoreinsatz, was zu einer Verlagerung umweltintensiver Aktivitäten in vergleichsweise gering belastete Regionen beziehungsweise an Standorte mit hohem Umweltfunktionspotential führt und im Gegenzug in traditionell (vor)belasteten Regionen den Degradationsdruck mindert (ökologische Standortarbitrage). Solange die Inanspruchnahme von Umweltfunktionen im Ausland unterhalb kritischer Schadensschwellen bleibt, sind diese Effekte ökologisch durchaus erwünscht.
- Andererseits kann die Beanspruchung von Umweltressourcen dramatisch wachsen, wenn Spezialisierungsrichtung und -intensität durch komparative Kostenvorteile geleitet werden, die politisch insofern verzerrt sind, als sich die Präferenzen der Bevölkerung für bessere Umweltqualität nicht in höheren Kosten der Umweltnutzung niederschlagen. Im Fall grenzüberschreitender beziehungsweise globaler Umweltgüter (Klimaschutz, Biodiversität) drohen Wohlfahrtsverluste (aus Sicht der Weltgemeinschaft) selbst dann, wenn die umweltpolitische Regulierung in Übereinstimmung mit den Bevölkerungspräferenzen des normsetzenden Landes schwach ausfällt, verschmutzungsintensive Aktivitäten dieses Landes jedoch auch außerhalb des eigenen Hoheitsgebietes Umweltschäden verursachen (beggar-thy-neighbour). Dieser Effekt wird durch die Zuwanderung umweltintensiv produzierender Sektoren gegebenenfalls noch verstärkt (pollution haven-Syndrom).
- Zum Multiplikator ökologischer Risiken können vertiefte Außenhandelsbeziehungen schließlich dann werden, wenn gefährdete (z. B. bedrohte Arten, Elfenbein) oder selbst gefährdende Güter (z. B. gefährliche Abfälle) Objekt außenwirtschaftlicher Transaktionen sind. In diesen Fällen sind kontrollierte Grenzen unverzichtbar, die über illegale Kanäle allerdings umgehbar sind. Soll der Transport gefährlicher Stoffe grundsätzlich möglich sein, bedarf es adäquater Kontroll- und Haftungssysteme; gerade für internationale Bewegungen – z. B. den Seetankertransport von Rohöl – fallen diese bisher nicht immer zufriedenstellend aus.

943. Neben diesen möglichen Gründen von Politikversagen sind mit weltwirtschaftlichen Integrationsprozessen allerdings auch positive Wirkungen für gefährdete Naturräume beziehungsweise Umweltressourcen verbunden, abgesehen von den schon angeführten Aspekten einkommensbedingter Nachfrage nach höherer Umweltqualität und der Möglichkeit ökologisch vorteilhafter Standortarbitrageeffekte:

- Mit dem freien Zugang zu internationalen Güter- und Kapitalströmen erhöhen sich zunächst Verfügbarkeit und Diffusionsgeschwindigkeit umweltschonender Produktions- und Konsumgüter sowie spezieller Umweltschutztechnologien (HETTIGE et al., 1992; LUCAS et al., 1992; WHEELER und MARTIN, 1992). Weiterhin kommt es zu einer Übertragung umweltrelevanten Wissens auf andere Sektoren. Positive, nicht zuletzt technologietransferbedingte Umweltwirkungen werden in empirischen Studien auch im Hinblick auf verstärkte Direktinvestitionen in Entwicklungsländern bestätigt (JÄNICKE und WEIDNER, 1997; Weltbank, 1995; GROSSMAN und KRUEGER, 1995; BIRDSALL und WHEELER, 1992). Insbesondere multinationale Konzerne sehen bei Neuinvestitionen oder Standortverlagerungen offenbar nur selten Anlaß, umweltbezogene Verfahrensstandards nach unten zu korrigieren (JÄNICKE und WEIDNER, 1997). Für dieses zunächst überraschende Verhalten mag eine Rolle spielen, daß umweltorientierte Anspruchsgruppen in den Industrieländern auf hohe Resonanz treffen und entsprechende Verhaltensimpulse bei Konsumenten, Politikern und Wettbewerbern auslösen; öffentlich gemachte Verfahrensstandards, für die im GATT/WTO-Regelwerk das Ursprungslandprinzip festgeschrieben ist, werden auf diese Weise Gegenstand von politischen Präferenzen beziehungsweise von Konsumentenentscheidungen. Im Gegensatz zu Importverboten oder anderen Handelsrestriktionen, die mit vermeintlichen Umwelt- oder Sozialdumpingpraktiken begründet werden, ist diese Entwicklung dann ordnungskonform, wenn die Inhaber schutzorientierter beziehungsweise altruistischer Präferenzen auch mit den hierdurch induzierten Mehrkosten belastet werden.
- In diesem Sinne präferenzbildend wirken auch die offenen Volkswirtschaften eigenen Kommunikationsprozesse, in denen (statt Gütern oder Dienstleistungen) gesellschaftlich kulturelle Werthaltungen vermittelt werden.
- Schließlich eröffnen liberalisierte Außenhandelsströme die Chance, gefährdete Naturgüter über Einnahmen aus komplementären Nutzungen (z. B. touristische Aktivitäten in Nationalparks) zu bewahren beziehungsweise ihre Entwicklung zu finanzieren.

944. Die bisherigen Ausführungen zu den grundlegenden Interdependenzen von freiem Außenhandel und Umweltgütern legen es nahe, umweltschutzmotivierte Eingriffe in den freien Waren- und Kapitalverkehr eher zurückhaltend zu beurteilen. Konflikte bestehen nicht unbedingt grundsätzlich; vielmehr finden sich eine Reihe von komplementären Beziehungen, so im Hinblick auf die positiven Umweltwirkungen freihandelsbedingter Einkommenssteigerungen (mit der Folge sinkender Geburtenraten und umweltorientierter Nachfrageimpulse), auf Technologietransferprozesse oder auf die Finanzierung des Schutzes (bestimmter) Naturfunktionen beiehungsweise Landschaftsräume aus möglichen Einnahmen komplementärer Güter- und Dienstleistungsexporte (z. B. Tourismus). Andererseits sind auch deutliche Konfliktfelder nicht zu verkennen. Im Falle grenzüberschreitender beziehungsweise globaler Belastungen oder außenhandelsinduzierter Wohlfahrtsverluste bei fehlenden Nutzungsregimen für Umweltressourcen sowie beim Handel mit gefährdeten oder umweltgefährlichen Gütern können aus theoretischer und empirischer Sicht an Markt- bzw. Politikversagen anknüpfende, regulierende Eingriffe legitimiert werden. Diese Problemkomplexe werden deshalb im Anschluß an die Darstellung des derzeitigen internationalen Rechtsrahmens für Außenhandelsmaßnahmen vertieft diskutiert (vgl. Abschn. 3.3.4).

3.3.3 Internationale rechtliche Rahmenbedingungen für Außenhandelsmaßnahmen im Umweltschutz

3.3.3.1 Umweltschutz und die Staatengemeinschaft

Völkerrechtliche Verbindlichkeit von Regeln zum Schutz der Umwelt

945. Normen zum Schutz der Umwelt im internationalen Bereich sind im Vergleich zu nationalen Schutznormen regelmäßig abstrakter gefaßt. Dies wirkt sich auf ihre Durchsetzbarkeit aus (RIEDEL, 1996, S. 147). Das internationale Umweltrecht spiegelt damit eine prinzipielle Schwäche des gesamten internationalen Rechts wider, die auf dem mehr oder minder stark ausgeprägten Souveränitätsdenken der Nationalstaaten beruht.

946. Bisher besteht kein universelles Umweltschutzübereinkommen. Von einem allgemeinverbindlichen Katalog umweltrelevanter Rechte und Pflichten ist die Staatengemeinschaft noch weit entfernt. Die Rio-Deklaration betont die Verantwortung der Staaten dafür, daß Tätigkeiten unter ihrer Hoheitsgewalt oder Kontrolle die Umwelt auf dem Hoheitsgebiet anderer Staaten nicht schädigen dürfen. Rechtliche Konsequenzen, etwa in Form von durchsetzbaren Ansprüchen, ergeben sich daraus aber nicht. Auch echte völkerrechtliche Individualberechtigungen sind im internationalen Umweltrecht – wie generell im internationalen Recht – selten. Bestehende individualschützende Pakte und Konventionen, wie etwa die von der UN-Generalversammlung 1948 verkündete – rechtlich nicht verbindliche – „Allgemeine Erklärung der Menschenrechte", beschränken sich auf die fundamentalen Prinzipien der Freiheits- und Gleichheitsrechte. Das Recht auf eine lebenswerte Umwelt gehört – im Gegensatz zur europäischen Menschenrechtskonvention, wo ein solches Recht in gewissem Umfang anerkannt ist – nicht zum Kanon dieser „Grundrechte der ersten (und zweiten)

Dimension", sondern stellt eine mögliche Fortentwicklung auf eine dritte Dimension hin dar (RIEDEL, 1989, S. 9 ff. m. w. N.). Ein weiterer Ansatzpunkt zum internationalen Schutz der Umwelt findet sich im Konzept der Teilhabe am gemeinsamen Menschheitserbe (Common Heritage of Mankind). Danach sollen bestimmte bedeutsame Gebiete und Naturvorkommen nicht der Verfügungsgewalt einzelner Staaten oder gar Privater unterstellt sein. Im Hinblick auf den Souveränitätsgrundsatz findet es aber keine Akzeptanz in der Staatengemeinschaft.

947. Insgesamt lassen sich nur wenige rechtsverbindliche Regeln zum Schutz der Umwelt im allgemeinen Völkerrecht nachweisen. Zum anerkannten Normenkreis gehören etwa das Verbot der erheblichen Schädigung der Umwelt auf dem Hoheitsgebiet anderer Staaten, das Gebot der gerechten Nutzungsteilung in bezug auf gemeinsame natürliche Ressourcen und bestimmte verfahrensrechtliche Informations- und Konsultationspflichten (BIERMANN, 1997). Bei der Auslegung und Anwendung dieser Regeln ist jedoch Zurückhaltung geboten; ihnen kommt keineswegs der Charakter einer umweltschützenden Generalklausel zu, vielmehr tendiert die Staatenpraxis – unter Hinweis auf die staatliche Souveränität – zu einer restriktiven Anwendung. Das Verbot erheblicher Schädigung besagt, daß kein Staat auf seinem Staatsgebiet Aktivitäten vornehmen, fördern oder dulden darf, die auf dem Gebiet eines Nachbarstaates erhebliche Schäden verursachen. Im Sinne des internationalen Umweltrechts greift das Schädigungsverbot auch bei Staaten, die nicht Nachbarn im eigentlichen Sinne sind, also über keine gemeinsame Grenze verfügen.

Wirtschaftlicher Zwang und Interventionsverbot

948. Einmischungen in die inneren und äußeren Angelegenheiten eines Staates sind verboten. Nach Völkergewohnheitsrecht ist das Interventionsverbot anerkannt. Resolutionen der Vereinten Nationen, wie etwa die „Friendly Relations"-Deklaration, bestätigen die Rechtslage. Intervention ist nur eine Druckausübung zur Beeinflussung der Willensbildung im fremden Staat. Maßnahmen, die Druck auf Handelspartner ausüben sollen, fallen aber nicht per se unter das Interventionsverbot. Vor dem Hintergrund, daß die Möglichkeiten der Rechtsdurchsetzung auf internationaler Ebene beschränkt sind, können wirtschaftliche Druckmittel als Form der „Retorsion" oder als „Repressalie" durchaus zulässig sein. Einseitige Maßnahmen werden als legitim angesehen, wenn sie dazu dienen, Rechtsverletzungen internationaler Normen oder „Unfriendly Acts" durch andere Staaten auszugleichen oder zu beseitigen (SCHOENBAUM, 1996, S. 170 f.). Damit erfüllen als zu niedrig erachtete Umweltstandards nicht notwendig den Tatbestand eines „Unfriendly Acts" oder können gar als völkerrechtswidriger Akt qualifiziert werden, insbesondere dann, wenn ihr Wirkungskreis auf das Hoheitsgebiet des normsetzenden Landes beschränkt bleibt. Verstößt ein Staat aber gegen geltende internationale Umweltschutzabkommen, indem er erforderliche Standards nicht oder zu niedrig setzt, können einseitige Außenhandelsmaßnahmen durchaus zulässig sein. Zum Teil sehen die Abkommen selbst auch Reaktionsmöglichkeiten vor, wie etwa das Montrealer Protokoll über Stoffe, die zu einem Abbau der Ozonschicht führen. Anders verhält es sich im Rahmen der WTO, deren Regeln zur Streitschlichtung einseitige Aktionen zur Lösung von Handelskonflikten an ein geordnetes Verfahren und den Schiedsspruch des Panels binden. Sieht ein WTO-Mitglied in den niedrigen Umweltstandards eines anderen WTO-Partners eine Verletzung der WTO/GATT-Bestimmungen, so hat es den Weg über das WTO-Streitschlichtungsverfahren zu wählen. Einseitige Sanktionen außerhalb des Systems sollen ausgeschlossen werden.

3.3.3.2 Umweltschutz und die Welthandelsordnung

Konzeption des GATT

949. Das 1947 geschlossene Allgemeine Zoll- und Handelsabkommen (GATT) stellt zusammen mit dem Abkommen zur Errichtung der Welthandelsorganisation (WTO) aus dem Jahr 1994 das bedeutendste Regelwerk zur Förderung und Liberalisierung des Welthandels durch den Abbau von Handelshemmnissen und mengenmäßigen Beschränkungen dar. Für das Konfliktfeld Umweltschutz und internationaler Handel sind insbesondere das Prinzip der Nichtdiskriminierung (Meistbegünstigung, Inländerbehandlung) sowie das Verbot mengenmäßiger Beschränkungen und die Ausnahmeregeln nach Art. XX GATT von Bedeutung. Das Prinzip der Nichtdiskriminierung gilt nach außen und innen. Das Prinzip der Meistbegünstigung nach Art. I GATT verpflichtet die Vertragsparteien, alle handelspolitischen Vorteile, Vorrechte, Befreiungen und Zugeständnisse, die einem Handelspartner bei der Ein- und Ausfuhr von Waren gewährt werden, unverzüglich und bedingungslos ebenso allen anderen Vertragsparteien zu gewähren. Das Prinzip der Inländergleichbehandlung nach Art. III Abs. 4 GATT verbietet es, importierte Waren im Hinblick auf deren Verkauf, Beförderung, Verteilung und so weiter schlechter zu stellen als gleichartige Waren inländischer Herkunft. Das Verbot mengenmäßiger Beschränkungen nach Art. XI GATT bestimmt, daß handelshemmende Maßnahmen auf Zölle, Abgaben und sonstige Belastungen zu beschränken sind. Mengenmäßige Beschränkungen, zum Beispiel in Form von Quoten oder Kontingenten oder in Form anderer Maßnahmen, sind grundsätzlich nicht zulässig. Das gleiche gilt auch für Exportverbote und -restriktionen (Art. XI GATT). Das grundsätzliche Verbot mengenmäßiger Beschränkungen wird durch eine Reihe von Ausnahmevorschriften stark relativiert, unter anderem auch durch die Tatbestände des Art. XX GATT (siehe Kasten). Zudem ist nach Art. XXV: 5 den Vertragspartnern die Möglichkeit gegeben, in außergewöhnlichen Situationen von den Verpflichtungen des GATT entbunden zu werden und so gegebenenfalls internationale Umweltabkommen dem GATT voranzustellen (sogenannte Waiver-Regelung). Voraussetzung dafür ist, daß ein solcher Beschluß mit Zweidrittelmehrheit der abgegebenen Stimmen gefaßt wird und daß diese Mehrheit mehr als die Hälfte der Vertragspartner umfaßt.

Artikel XX GATT Allgemeine Ausnahmen

1. Unter dem Vorbehalt, daß die nachstehenden Maßnahmen nicht in einer Weise durchgeführt werden, daß sie ein Mittel zur willkürlichen oder ungerechtfertigten Diskriminierung zwischen den Ländern, bei denen die gleichen Verhältnisse vorliegen, oder eine verschleierte Beschränkung im internationalen Handel darstellen, soll keine Bestimmung des vorliegenden Abkommens so ausgelegt werden, als ob sie einen Vertragspartner hindern würde, folgende Maßnahmen zu beschließen:
   a) Maßnahmen, die für den Schutz der öffentlichen Moral erforderlich sind;
   b) Maßnahmen, die für den Schutz des Lebens oder der Gesundheit von Personen und Tieren oder die Erhaltung des Pflanzenwuchses erforderlich sind (...)
   e) Maßnahmen, die sich auf Waren beziehen, die in Gefängnissen hergestellt werden (...)
   g) Maßnahmen zur Erhaltung erschöpflicher Naturschätze, wenn solche Maßnahmen gleichzeitig mit Beschränkungen der einheimischen Produktion oder des einheimischen Verbrauchs durchgeführt werden;
   h) Maßnahmen zur Durchführung von Verpflichtungen im Rahmen eines zwischenstaatlichen Grundstoffabkommens (...)

Quelle: Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen (GATT), Anlagenband zum BGBl. II, 1951, S. 37 ff. i. d. F. des Übereinkommens von Marrakesch v. 15. April 1994, BGBl. II; S. 1437 ff.

950. Neben dem GATT ist auch das Allgemeine Übereinkommen über den Handel mit Dienstleistungen (General Agreement on Trade in Services, GATS; BGBl., 1994, S. 1643) für das Konfliktfeld Umweltschutz und internationaler Handel von Bedeutung, soweit mit international erbrachten Dienstleistungen Umweltbelastungen verbunden sind. Das GATS führt für alle Dienstleistungen des Prinzip der Meistbegünstigung ein (Art. II), von dem unter Umweltgesichtspunkten Ausnahmen zum Schutz des Lebens oder der Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen möglich sind (Art. XIV Buchst. b). Marktzugang und Inländerbehandlung werden nur nach Maßgabe einer nationalen Liberalisierungsliste gewährt (Art. XVI, XVII).

951. Für den produktbezogenen Umweltschutz sind neben Art. XX Buchst. b GATT das Übereinkommen über die Anwendung gesundheitspolizeilicher und pflanzenschutzrechtlicher Maßnahmen (SPS-Übereinkommen) und das Übereinkommen über technische Handelshemmnisse (TBT-Übereinkommen) von besonderer Bedeutung. Nach dem SPS-Übereinkommen setzen nationale Beschränkungen eine wissenschaftliche Begründung voraus (Art. 2.2); die Maßnahme muß erforderlich sein und darf nicht zu einer willkürlichen Diskriminierung führen (Art. 2.2, 2.3 i.Vbg. mit Art. 5.6). In erster Linie haben sich die Mitgliedstaaten an internationalen Normen, Richtlinien und Empfehlungen zu orientieren (Art. 3.1, 3.2). Wird ein höheres Schutzniveau angestrebt, so ist die Maßnahme wissenschaftlich zu begründen, das heißt auf eine Risikoabschätzung zu stützen, die die von internationalen Organisationen entwickelten Bewertungsmethoden und sonstiges Beweismaterial berücksichtigt (Art. 3.3 i.Vbg. mit Art. 5.1, 5.2). Etwas weniger restriktiv stellt das TBT-Übereinkommen auf die Erforderlichkeit der Maßnahmen zum Schutz von Gesundheit und Umwelt ab und verlangt, daß bei der Risikobewertung verfügbare wissenschaftliche und technische Informationen zugrunde gelegt werden (Art. 2.2). Auch dieses Übereinkommen geht vom grundsätzlichen Vorrang internationaler Normen aus (Art. 2.2, 2.4).

952. Zwischen den Grundsätzen eines freien Welthandels im Sinne des GATT und einzelnen Festlegungen internationaler Umwelt- und Ressourcenschutzabkommen besteht ein Spannungsverhältnis. So ist die Frage, ob Handelsbeschränkungen, die im Rahmen des Montrealer Protokolls oder etwa der Basler Konvention möglich sind, durch Art. XX GATT gedeckt sind, nicht abschließend geklärt. Zu einem offenen Konflikt ist es bislang allerdings noch nicht gekommen; kein Umweltabkommen wurde durch die WTO in Frage gestellt (PETERSMANN, 1996, S. 172). Es zeichnet sich ab, daß Handelsrestriktionen, die als einseitige Maßnahmen von einem multilateralen Abkommen mit quasi-universeller Mitgliedschaft getragen werden, unbeanstandet bleiben (HAUSER und SCHANZ, 1995, S. 267). Insoweit kann man von einer „stillschweigenden Duldung" sprechen. Für die Zukunft ist dieser Zustand aber unbefriedigend und bedarf – schon wegen der zunehmenden Zahl von internationalen Umweltschutzabkommen und der zu erwartenden Tragweite einiger dieser Abkommen (Klimakonvention!) – einer rechtsverbindlichen Regelung. Dies würde auch die Haltung von Staaten nachhaltig beeinflussen, die die Möglichkeit erwägen, eine Trittbrettfahrerposition einzunehmen.

Der Hormonfall

953. Von grundsätzlicher Bedeutung für die Auswirkungen von Art. XX Buchst. b GATT und insbesondere des SPS-Übereinkommens sind die im Jahre 1997 und Anfang 1998 ergangenen Entscheidungen der zuständigen WTO-Panels über das EU-Verbot von Hormonen bei der Rinderaufzucht. In diesem Fall ging es um die Zulässigkeit der Beschränkungen für bestimmte natürliche Hormone und des Verbots bestimmter künstlicher Hormone bei der Aufzucht von Rindern, die die EU seit 1981 schrittweise ausgesprochen hat. Das erstinstanzliche Panel sah diese Regelungen als einen Verstoß gegen das SPS-Übereinkommen an, weil sie über die Regelungen des Codex Alimentarius hinausgingen und die EU nicht dargetan habe, daß sie das Ergebnis einer wissenschaftlich begründeten Risikoabschätzung seien. Darüber hinaus sah das Panel in der inkonsistenten Risikopolitik der EU – unterschiedliche Behandlung natürlicher und künstlicher Hormone und fehlende Erfassung der Aufzucht von Schweinen – auch eine willkürliche Handelsbeschränkung.

954. Die Entscheidung ist auf erhebliche Kritik gestoßen (Europäisches Parlament, Sitzungsprotokoll v. 26. Juni 1997; HILF und EGGERS, 1997; DEIMANN, 1997). Die Kritiker befürchten, daß das WTO/GATT-Regime zu einer Nivellierung der produktbezogenen Gesundheits- und Umweltpolitik der WTO-Mitgliedstaaten auf dem kleinsten gemeinsamen Nenner führen könne. Die vom Panel vertretene Rechtsauffassung bedrohe die Vorsorgepolitik der EU bei Lebensmitteln und könnte auch weitreichende Folgen für die Regulierung gentechnisch veränderter Lebensmittel haben. Sie machen geltend, daß es die Absicht der Vertragsstaaten gewesen sei, in dem politisch sensiblen Bereich des Verkehrs mit Lebensmitteln jedem Mitgliedstaat grundsätzlich die Entscheidung über das anzustrebende Schutzniveau zu überlassen. Jedenfalls sei jedem Mitgliedstaat bei der Risikobewertung ein Bewertungsspielraum einzuräumen, der von den WTO-Organen nicht überspielt werden könne.

955. Die Berufungsinstanz hat die erstinstanzliche Entscheidung zwar im Ergebnis bestätigt, sieht im Hormonverbot der EU jedoch keine willkürliche Handelsbeschränkung, sondern bemängelt lediglich das Fehlen einer formellen Risikoabschätzung (vgl. FAZ vom 16. und 19. Januar 1998). Ausdrücklich wird das Recht der WTO-Mitglieder anerkannt, eine eigene Risikobewertung vorzunehmen und dabei insbesondere auch wissenschaftliche Minderheitsmeinungen zu berücksichtigen. Die EU wird nunmehr ihre auf Hormone bezogenen Regelungen zu überprüfen haben, kann sie aber auf eine neue Risikoabschätzung stützen, die den formalen Anforderungen des Panels entspricht.

Der Thunfisch-Fall

956. Als richtungsweisende Entscheidung des GATT in bezug auf Produktionsstandards gilt die Entscheidung des ersten GATT-Panels im sogenannten „Tuna Dolphin Case" von 1991 zwischen den USA und Mexiko (ALTHAMMER, 1995; HELM, 1995). Mexiko hatte sich über ein US-amerikanisches Importverbot für mexikanischen Thunfisch und Thunfischprodukte beschwert. Die USA hatten das Verbot wegen der mexikanischen Art des Fangens von Thunfisch mit sogenannten Taschennetzen verhängt, da Mexiko damit bewußt in Kauf nähme, daß eine große Anzahl von Delphinen dabei ebenfalls ins Netz gelangt und verendet. Für das Importverbot beriefen sich die USA auf Art. XX Buchst. b und g GATT und trugen vor, daß ihre Maßnahme gerechtfertigt sei, um Leben und Gesundheit von Menschen und Tieren zu schützen und erschöpfbare Ressourcen zu erhalten. Das eingesetzte Panel folgte dieser Argumentation nicht und lehnte es ab, Art. XX Buchst. b und g extraterritorial auszulegen; der Artikel erlaube keine Maßnahmen zum Schutz von Mensch und Tier oder der natürlichen Ressourcen außerhalb des eigenen Hoheitsgebietes. Das zweite Panel begründet das gleiche Ergebnis mit dem Gesichtspunkt, daß kein Staat einem anderen seine Umweltpolitik aufzwingen dürfte. Entscheidend ist in diesem Zusammenhang das Konzept der „gleichartigen Produkte" („like products"), demzufolge Importgüter, die heimischen Produkten gleichartig sind, ungeachtet unterschiedlicher Produktionsmethoden nicht diskriminiert werden dürfen. Somit sind auch Fangmethoden kein relevantes Merkmal, um von einer Verschiedenheit von Produkten auszugehen. Unterschiede in geographischen Faktoren, Anbaumethoden oder Bearbeitungsverfahren wurden in GATT-Panel-Entscheidungen bisher nicht als ausreichende Begründung für eine unterschiedliche Behandlung von Importprodukten angesehen; dies soll offensichtlich auch für Konsumentenpräferenzen gelten, in denen sich die Sorge um globale Umweltgüter widerspiegelt.

957. Die Entscheidung im Thunfischfall wird kontrovers diskutiert. Die überweigende Meinung stimmt ihr zu (z.B. SCHOENBAUM, 1997, S. 288ff.; BUCKLEY, 1993, S. 110ff.). Die Kritiker wenden sich zum Teil gegen die Ableitung einer extraterritorialen Anwendung des Art. XX Buchst. b und g GATT und machen insbesondere geltend, daß bei grenzüberschreitenden Umweltbelastungen und der Beeinträchtigung globaler Umweltgüter Handelsbeschränkungen zulässig sein sollten (GINZKY, 1997, S. 181 f., 224 f., 241 ff.; HELM, 1995, S. 82 ff.; CHARNOVITZ, 1993; HOUSMAN und ZAELKE, 1992; vgl. auch KOM(96) 54, S. 22). Die in der Entscheidung zum Ausdruck kommende Verengung des Nutzenbegriffs auf den reinen Gebrauchsnutzen eines Gutes entspricht weder einer wohlfahrtstheoretischen Sichtweise noch dem Stand der betriebswirtschaftlichen Forschung zur Mehrdimensionalität des Nachfrageverhaltens. Sie ist auch ordnungspolitisch problematisch, wenn für Kaufentscheidungen relevante, auf die Produktionsweise bezogene Merkmale des betreffenden Gutes nicht kommuniziert werden dürfen (z. B. über Öko-Labels). Zwingende Kennzeichnungspflichten nach Art eines Öko-Labels fallen aber ebenfalls unter das Verbot produktionsbezogener Handelsbeschränkungen.

Umweltdumping und die WTO-Subventions- und Antidumpingordnung

958. Der Begriff Umweltdumping beschreibt im Verständnis des Umweltrates die Tatsache, daß negative Umwelteffekte an vielen Produktionsstandorten der Welt nicht oder nicht ausreichend internalisiert werden. Dadurch entstehen für Betriebe an Standorten mit einem vergleichsweise restriktiven umweltpolitischen Regime wirtschaftliche Schäden durch Kostennachteile. Diese Kostennachteile wirken auf den internationalen Wettbewerb genauso wie die Gewährung staatlicher Subventionen für exportierende Branchen.

Das GATT (Art. VI, XVI) unterscheidet allerdings zwischen Dumping und Subvention. Danach fallen „unzureichende" Umweltschutzbestimmungen nicht unter den WTO-Subventionsbegriff, der nur finanzielle Beiträge einer Regierung oder einer sonstigen öffentlichen Körperschaft umfaßt. Im Sinne des GATT liegt Dumping vor, wenn der Exportpreis eines Gutes geringer ist als der „normale" Wert des Gutes. Als Referenz für den normalen Wert dient der auf dem Heimatmarkt des Exporteurs erhobene Preis,

oder, falls dieser nicht existiert, der Preis auf anderen Exportmärkten, oder auch ein konstruierter Preis im Ursprungsland.

Selbst diese außerordentlich weiche Referenzbasis beim Preisdumping ist im Falle von Umweltdumping nicht mehr gegeben, weil es abgesehen von internationalen Übereinkommen im internationalen Maßstab in Ermangelung eines eindeutigen Referenzsystems (noch) keinen Konsens über eine „normale" oder Mindeststandards genügende Qualität der Umwelt gibt und eine solche Zielvorstellung wissenschaftlich nicht begründbar ist, sondern nur Ergebnis internationaler gesellschaftlicher Entscheidungsprozesse sein kann.

Der Umweltrat ist deshalb der Auffassung, daß Umweltdumping, so wie der Dumpingbegriff vom GATT derzeit praktiziert wird, als Begründungsmuster zum Einsatz handelspolitischer Instrumente nicht herangezogen werden kann. Einige grundsätzliche Überlegungen des Umweltrates zu Umweltdumping und Außenhandel sind Tz. 973 f. zu entnehmen.

3.3.4 Umweltschutzinteressen und die Regulierung des internationalen Handels – von ordnungspolitischer Legitimation und rationaler Maßnahmengestaltung

959. Umweltschutzmotivierte Eingriffe in den Welthandel sind im Rahmen des derzeit geltenden internationalen Rechtsrahmens prinzipiell unzulässig. Vielmehr werden „Umweltordnung" und Welthandelsordnung als streng voneinander getrennte Systeme betrachtet. Die Frage, inwiefern eine derartig klare Aufgabentrennung angesichts der Interdependenzen zwischen den Ordnungen problemadäquat ist, wird in Abschnitt 3.3.4.1 diskutiert. Werden wirtschaftspolitische Maßnahmen erwogen, bedürfen diese nach einem ordnungspolitischen Politikverständnis in jedem Fall der Legitimation (Abschn. 3.3.4.2). In Abschnitt 3.3.4.3 setzt sich der Umweltrat kritisch mit unterschiedlichen Begründungsmustern für Eingriffe in den freien Verkehr von Gütern, Dienstleistungen und Kapital auseinander. Das Kapitel schließt mit der Untersuchung von Beschränkungen der grenzüberschreitenden Abfallverbringung als Fallbeispiel für eine gegenwärtig praktizierte Form der Regulierung des Welthandels (Abschn. 3.3.4.4).

3.3.4.1 Zum Verhältnis von Welthandelsordnung und „Umweltordnung"

960. Die bisherige Konfiguration des GATT/WTO-Regelwerks läßt nur sehr begrenzte Handlungsmöglichkeiten für umweltschutzmotivierte Eingriffe in den freien Güter- und Kapitalverkehr zu (vgl. Abschn. 3.3.3.2). Diese restriktive Grundhaltung ist aus dem institutionellen Selbstverständnis der WTO und den Funktionen, um deren willen die Vertragsstaaten der Welthandelsordnung angehören, erklärbar. Durch die Zuweisung einer bestimmten Aufgabe – hier die Errichtung und Bewahrung offener Handelswege – durch die Mitgliedstaaten zu einem (und nur einem) Entscheidungsträger können Kompetenzkonflikte (eine Aufgabe und zwei Träger) ebenso wie Zielkonflikte (ein Träger und zwei Aufgaben) weitestgehend vermieden werden. Effizienz und Stabilität gleich welchen Regelwerks sinken stetig mit der Zahl und der Heterogenität der zu berücksichtigenden Ansprüche. Dies gilt verstärkt für internationale Ordnungssysteme, die schon aufgrund der pluralistischen Interessenstruktur der Mitglieder erhebliche Koordinationsleistungen erbringen müssen. Eine Aufgabenverteilung mit deutlicher Trennung der jeweiligen Funktionen ist nach Meinung des Umweltrates im Sinne einer effizienten Ziel-Mittel-Träger-Zuordnung deshalb ordnungspolitisch grundsätzlich zu befürworten – das GATT als Regelsystem zur Sicherung und Förderung des freien Welthandels, andere Teilsysteme der internationalen Ordnung als Regelungsinstanz für Menschenrechte, Umwelt und Ressourcen, Soziales usw.

961. Jedoch kann das GATT/WTO-System keinen Vorrang gegenüber anderen Regelungswerken für sich in Anspruch nehmen. Vielmehr kann sich der Geltungsbereich einer einzelnen Ordnung nur nach dem Prinzip bedingter Maximierung seines Geltungsanspruchs gegenüber anderen Ordnungen (und deren Schutzgütern) bemessen. Die durch ein einzelnes Regelsystem bestimmten Handlungsmöglichkeiten dürfen danach nur soweit reichen, wie den aus dem Gesamtzusammenhang aller (Teil-)Ordnungen abzuleitenden Gemeinwohlzielen in hinreichendem Umfang genügt wird; insbesondere dürfen andere Ordnungen und deren Schutzgüter nicht unverhältnismäßig beeinträchtigt werden. Für den Konfliktfall müssen Regeln für das Verhältnis der Ordnungen zueinander entwickelt werden.

Mit Blick auf das Spannungsverhältnis zwischen Welthandelsordnung und „Umweltordnung" ist insbesondere zu entscheiden, wo das Prinzip unabhängiger getrennter Aufgabenbereiche seine Grenzen findet, das heißt, wo Beschränkungen einer Teilordnung mit ihren partikularen Interessen zur Sicherung anderer Schutzgüter möglich werden sollen beziehungsweise aus gesamtgesellschaftlicher Sicht geboten sind. Mit den Ausnahmeregelungen in Art. XX Buchst. a, b, e und g sieht das GATT selbst die Möglichkeit der Verknüpfung unterschiedlicher Ordnungen vor. Dies wird im Schriftum vielfach übersehen (SIEBERT, 1996).

3.3.4.2 Legitimation außenhandelspolitischer Interventionen und rationale Maßnahmengestaltung

962. Das Verhältnis zwischen intensivierten Handelsbeziehungen und Umweltschutzinteressen ist bereits in Abschnitt 3.3.3 Gegenstand der Überlegungen. Kommt es infolge verstärkter Handelsbeziehungen zu Umweltbelastungen, müssen politische Maßnahmen zur Wahrung legitimer Umweltschutzinteressen ergriffen werden. Die Legitimierung etwaiger außenhandelspolitischer Interventionen sollte dabei ordnungspolitischen Grundsätzen entsprechen (GROSSEKETTLER, 1991).

963. Soll Staaten (oder zwischenstaatlichen Kooperationen) die Kompetenz übertragen werden, das Verhalten ihrer Mitglieder durch geeignete wirtschaftspolitische Maßnahmen zu beeinflussen, ist von entsprechenden Vorschlägen zunächst zu verlangen, daß sie über ein operational bestimmtes und (ggf. vertragstheoretisch) legitimierbares Ziel verfügen, auf das sich aufgeklärte Bürger verständigen würden. Eine entsprechende Zustimmung ist insbesondere dann anzunehmen, wenn politischen oder ökonomischen Koordinationsprozessen theoretisch fundiert Marktversagen nachgewiesen werden kann (vgl. Abschn. 3.3.4.3), das Marktergebnis aufgrund externer Effekte, Informationsmängel oder unerwünschter Verteilungswirkungen also ineffizient ausfällt.

964. Dem Prozeß der Zielbestimmung zugehörig ist die Wahl der richtigen politischen Entscheidungsebene (national, multinational, global). Für die Wahl der geeigneten Entscheidungsebene zur Bewältigung umweltbezogener Anspruchskonkurrenzen kommt der räumlichen Ausdehnung des jeweils in Rede stehenden Umweltproblems – im Hinblick auf Entstehung (z. B. Emissionsort), Übertragung (Transmission) und Verteilung der betroffenen Schutzgüter (menschliche Gesundheit, Biotope oder Ökosysteme, Atmosphäre u. a.) – zentrale Bedeutung zu. Idealerweise orientiert sich der politische Verantwortungsbereich eines Umweltregimes an der geographischen Verteilung aller Betroffenen (Schädiger, Geschädigte, Begünstigte und potentielle Nutzer). Die Forderung nach Übereinstimmung von Umweltraum und politischer Zuständigkeit folgt dabei dem föderalismustheoretischen Äquivalenzprinzip (OATES, 1972; OLSON, 1969). Kosten und Nutzen umweltschützender Maßnahmen fallen auf diese Weise zusammen (Kongruenzprinzip), wodurch die Anreize für umweltpolitische Akteure gering sind, sich im Hinblick auf Kostenübernahme oder Nutzenziehung als Trittbrettfahrer zu verhalten. Wegen der mit dezentralen Entscheidungen verbundenen Informations-, Motivations- und Kontrollvorteile sind die Entscheidungsrechte für die Bestimmung von Schutzzielen sowie von Maßnahmen zu deren Einhaltung auf einer möglichst dezentralen, gleichwohl aber die Hauptnutzer beziehungsweise Hauptbetroffenen umfassenden Ebene anzusiedeln (GROSSEKETTLER, 1991, S. 117).

965. Der theoretischen Eingriffslegitimation schließt sich die Forderung nach Effektivität, Erforderlichkeit und Verhältnismäßigkeit der geplanten Maßnahme an. Während das Kriterium der Effektivität auf die wirkungsseitige Eignung abstellt, geht es bei der Prüfung der Erforderlichkeit um die Frage, ob stärker in die Entscheidungskompetenzen der Akteure eingegriffen wird, als es zur Sicherstellung der Zielerreichung gerade unabdingbar ist. Stehen mehrere Handlungsoptionen zur Wahl, ist daher das hinsichtlich der Anpassungsmöglichkeiten der Normadressaten mildeste Mittel, das heißt die Alternative mit der geringstmöglichen Eingriffsintensität beziehungsweise den höchstmöglichen Freiheitsgraden, zu wählen. Direkte Beschränkungen des Außenhandels kämen demzufolge nur in Betracht, wenn bei mindestens vergleichbarer Wirksamkeit der umweltpolitische Instrumentenvektor keine eingriffsschwächeren Maßnahmen bereithielte. Das Verhältnismäßigkeitspostulat schließlich fordert, daß die Nutzen politischer Maßnahmen zumindest deren Kosten übersteigen. Schließlich empfiehlt es, die Auswahl ziellegitimer Maßnahmen immer unter dem Aspekt späterer Mißbrauchsmöglichkeiten durch das politisch-administrative System zu treffen (institutionelle Beherrschbarkeit).

3.3.4.3 Zur Begründung umweltpolitischer Interventionen

966. Mit der Forderung nach einer Legitimierung jedweder politischer Maßnahme legt der Umweltrat im weiteren ein ordnungspolitisches, speziell ordoliberales Politikverständnis zugrunde, das steuernde Eingriffe staatlicher Kollektive an den Nachweis von theoretisch fundierten und empirisch belegbaren Funktionsdefiziten („Marktversagen") bindet. Orientiert man sich an einem wohlfahrtstheoretisch geprägten Analysemuster, implizit verbunden mit dem Ziel gesamtgesellschaftlicher Wohlfahrtssteigerung, sind externe Effekte beziehungsweise die Existenz von öffentlichen Gütern als regelungsbedürftige Marktversagenstatbestände, wie sie regelmäßig im Umweltbereich gegeben sind, weithin anerkannt. Darüber hinaus werden bestimmte Schutzgüter (z. B. Leben und menschliche Gesundheit) von marktgebundenen Koordinationsprozessen bewußt ausgenommen. Können dem gesellschaftlich-ökonomischen Geschehen derartige Koordinationsmängel nachgewiesen werden, geht die ordoliberale Ordnungstheorie (GROSSEKETTLER, 1995) im Gegensatz zu evolutionären Konzepten in der Tradition *von Hayeks* davon aus, daß staatliche Instanzen gezielt Institutionen schaffen müssen, um die bestehenden Ineffizienzen zu heilen und neuen vorzubeugen. Die angeführten Aspekte werden in den folgenden Ausführungen vertieft diskutiert. Der Abschnitt schließt mit der Frage, inwiefern aus theoretischer Perspektive international unterschiedliche Umweltstandards geboten beziehungsweise zulässig sind (Stichwort Umweltdumping).

Externe Effekte und öffentliche Güter

967. Externe Effekte beziehungsweise die Existenz öffentlicher Güter sind gerade für den Umweltbereich als Ursache gesellschaftlicher Wohlfahrtsverluste anerkannt. Stiften Umweltgüter (z. B. Artenreichtum, Waldbestände, Landschaftsbilder) Nutzen und wird ihre Beeinträchtigung als Verlust empfunden, ist es das Anliegen der wohlfahrtstheoretischen Ökonomik, ihre Beanspruchung in geeigneter Weise in die institutionelle Ausstattung von Wirtschaft und Gesellschaft einzubinden. Umweltzerstörung sowie die Gefährdung der absoluten Tragfähigkeit der Natur sind in diesem Sinne das Ergebnis einer unzureichenden Gestaltung der nationalen oder internationalen Wirtschaftsordnung. Aufgrund fehlender, unzureichend spezifizierter oder nicht (hinreichend) durchsetzbarer Verfügungsrechte (property rights) kommt es zu Marktversagen in dem Sinne, daß Nutzungsinteressenten Umweltfunktionen in Anspruch

nehmen können, ohne daß sie mit den nutzungsbedingten Kosten belastet werden (Trittbrettfahrersyndrom). Um dies zu vermeiden, ist die Etablierung umweltbezogener Nutzungsregime auf nationaler oder überstaatlicher Ebene sinnvoll, deren politischer Verantwortungsbereich sich an der räumlichen Ausdehnung des jeweiligen Umweltproblems (Entstehung, Übertragung, Verteilung) orientieren sollte.

968. Den jeweiligen Ordnungskollektiven (auf internationaler Ebene können dies zwischenstaatliche Kooperationen bzw. Vereinbarungen oder überstaatliche Autoritäten sein) stehen für ihre Aufgabenwahrnehmung verschiedene instrumentelle Alternativen offen – von der Zuweisung entsprechender Verfügungsrechte an Mitgliedstaaten (oder Private) über die Festlegung von Umweltqualitätszielen bis zu kollektiven Auflagen, Abgaben oder Zertifikatmodellen. Der Umweltrat hat hierzu auf einer allgemeinen Ebene bereits an früherer Stelle ausführlich Stellung bezogen (SRU, 1994, Kap. I.3.1).

Umweltgrundrechte

969. Wirtschaftspolitische Maßnahmen können aber auch dann geboten sein, wenn umweltbezogene Menschenrechte gefährdet sind. Die bewußte Ausnahme bestimmter Bereiche von Handels- und Tauschprozessen steht dabei nicht im Widerspruch zum grundsätzlichen Bekenntnis zum freien Welthandel, sofern in den Beschränkungen durch Verfahren oder konkludentes Verhalten legitimierte Schutzinteressen zum Ausdruck kommen. Dies gilt insbesondere für als unabdingbar angesehene Menschenrechte, die als Ergebnis einer langen Evolution der Rechtsgeschichte in der Erklärung der Vereinten Nationen ihren völkerrechtlichen Niederschlag gefunden haben. Die weltweit wachsende Anerkennung von Menschenrechten ist zudem in entsprechenden Grundrechtsartikeln der nationalstaatlichen Verfassungen beziehungsweise Rechtssysteme dokumentiert. Für nicht wenige Menschenrechte, zum Beispiel das Recht auf Leben und körperliche Unversehrtheit, kann sogar von international weitestgehend übereinstimmenden Zielen ausgegangen werden.

970. Die Beschränkung staatlicher Souveränität, aber auch individueller Handlungsfreiheiten zur Wahrung von Grundrechten folgt vorrangig der Grundidee von der Würde der menschlichen Person. Darüber hinaus können aber auch ökonomische und politische Begründungen eine Erklärung für die Einführung bestimmter Grundrechte liefern:

(1) Neuere empirische Untersuchungen finden altruistische Präferenzen weitverbreitet, insbesondere bezüglich der Bereitschaft zu kooperativem Verhalten in der Bereitstellung öffentlicher Güter und der Abneigung gegen die Zufügung von Leid, verbunden mit der Anerkennung entsprechender Schutz- und Handlungspflichten zugunsten sozialschwacher und besonders gefährdeter Personen(gruppen).

(2) Im Rahmen des vertragstheoretischen Ansatzes wird eine hypothetische Aussage darüber getroffen, welche Entscheidung die Mitglieder einer Gesellschaft bei der Zielbestimmung treffen würden, wenn sie ihre reale Position in der Gesellschaft nicht kennen (RAWLS) – das heißt ohne das Wissen um die persönlichen Vor- und Nachteile aus ihrer Entscheidung –, oder wenn die politischen Akteure die Grundzüge der Gesellschaftsordnung aus rationalen Kosten-Nutzen-Kalkülen und dem Grundsatz der Gegenseitigkeit gesellschaftlicher Austauschprozesse entwickeln (BUCHANAN; TULLOCK). Der Erklärungsbeitrag vertragstheoretischer Begründungsmuster leidet allerdings unter stark normativ vorgeprägten Modellwelten; andererseits besitzen gerade normative Leitbilder, wie sie nicht zuletzt im Konzept einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung enthalten sind, mit ihrem Einfluß auf die individuelle wie gesellschaftliche Präferenzbildung eine zentrale ökonomische Funktion.

(3) Bei asymmetrischer Information sind Selbstbindungen von Individuen theoretisch begründbar und empirisch beobachtbar, die sich gegen im voraus nicht absehbare Schädigungen bestimmter Kernbereiche der eigenen Integrität richten, inbesondere wenn diese irreversibel sind (Vertrauensschutzgüter wie Gesundheit u. a.).

(4) Schließlich läßt sich die Etablierung von sozialen oder umweltbezogenen Mindeststandards als Absicherung gegen solche armutsbedingten oder umweltschadensinduzierten Risiken deuten, die die Stabilität des politischen Systems gefährden könnten. Dies gilt sowohl in bezug auf Einzelstaaten als auch mit Blick auf grenzüberschreitende Wanderungsbewegungen, die sich in einigen Umweltkrisenregionen der Welt bereits heute abzeichnen.

Komparative Kostenvorteile und Umweltdumping

971. Gemäß dem Theorem der komparativen Kostenvorteile der klassischen Außenhandelstheorie kommt Außenhandel zustande, wenn in der Autarkielage eines betrachteten Landes ein Gefüge relativer Kosten vorliegt, das vom Ausland abweicht. Bei Aufnahme von Handel und bei freier Wechselkursbildung spezialisiert sich das Inland dann auf Produktion und Export der Güter, bei denen relative Kostenvorteile vorliegen. Dies gilt auch, wenn das Land bei allen Waren absolute Kostennachteile aufweist; in diesem Fall verlegt es sich auf diejenigen Güter, bei denen der Kostennachteil noch relativ gering ist (DIXIT und NORMAN, 1980, S. 2ff.). Weist das Inland im Autarkiezustand niedrigere relative Kosten für umweltintensiv produzierte Güter auf, so wird es bei Handelsaufnahme deren Produktion erhöhen, sich auf deren Export spezialisieren und dafür vermehrt umweltextensiv produzierte Güter aus dem Ausland importieren.

972. Komparative Kostenvorteile umweltintensiv produzierter Güter können sowohl auf Kostenvorteile bei den Faktoren Arbeit und Kapital als auch beim Faktor Umwelt zurückzuführen sein. Zu systema-

tischen Kostenvorteilen beim Produktionsfaktor Umwelt kann es aufgrund von drei Faktoren kommen:

- Erstens kann die physische Ausstattung mit Umweltfaktoren (z. B. mit Fließgewässern) oder die Absorptions- und Regenerationsfähigkeit der Umweltmedien (Faktorproduktivität) größer sein als im Ausland.
- Zweitens kann bei gleicher relativer physischer Ausstattung beziehungsweise Faktorproduktivität die Nachfrage nach Umweltfunktionen international unterschiedlich sein. Divergierende Nachfrageverhältnisse führen etwa dann zu komparativen Preisvorteilen für umweltintensiv produzierte Güter, wenn die Inanspruchnahme von Umweltgütern im Inland relativ gering ausfällt und damit im Autarkiezustand vergleichsweise billig ist. Ein Grund für voneinander abweichende Nachfrageverhältnisse sind Differenzen in der wirtschaftlichen Entwicklung der Länder, das heißt in der industriellen Struktur und den verwendeten Technologien (SIEBERT, 1996, S. 2).
- Schließlich können hohe komparative Kostenvorteile aber auch auf Unterschiede in der Umweltpolitik zurückzuführen sein, das heißt auf das Maß, in dem lokale, grenzüberschreitende und globale externe Effekte internalisiert werden.

973. Gerade der letztgenannte Aspekt wird in den Industrieländern ins Feld geführt, um auf die Gefahr von Wettbewerbsverzerrungen durch Dumping im Umweltbereich hinzuweisen. Entsprechende Einwände sind insofern ernst zu nehmen, als die politischen Entscheidungsträger in manchen Einzelstaaten nicht notwendigerweise ihre Maßnahmen am wohlfahrtstheoretisch gebotenen Internalisierungsbedarf ausrichten beziehungsweise anhand von Umweltqualitätszielen nach Maßgabe der Präferenzen der einheimischen Bevölkerung bestimmen. Eine Sanktionierung nicht grenzkostendeckender Exportangebotspreise und der hieraus resultierenden Wettbewerbsverzerrungen ist zwar vor dem Hintergrund eines umfassenden, die Kosten der Inanspruchnahme von Umweltgütern einzubeziehenden Kostenbegriffs, wohlfahrtstheoretisch gut begründbar, das Internalisierungskonzept taugt wegen seiner theoretischen und empirischen Unschärfen und den damit verbundenen Unsicherheiten bei der Bestimmung der Umweltkosten (EWERS und HASSEL, 1996) allerdings nicht als Bezugsgröße für wirtschaftspolitische Maßnahmen. Daher vermag der Umweltrat auch der Forderung, bei schwerwiegenden Beeinträchtigungen der Umwelt im Exportstaat Importbeschränkungen zuzulassen (GINZKY, 1997, S. 251), nicht zuzustimmen. Vielmehr mahnt er den Abschluß internationaler Verträge und die Begründung internationaler Regime an, die für die Internalisierung von Umweltbelastungen beziehungsweise die umweltpolitische Lenkung der Inanspruchnahme von Umweltgütern sorgen. Die in den Abkommen festgeschriebenen Umweltstandards beziehungsweise Ressourcennutzungsrechte können dann entsprechend als Referenzmaßstab für eventuelle handelspolitische Sanktionen herangezogen werden. Für den Fall einseitig grenzüberschreitender Umweltschäden oder lokaler Umweltbelastungen durch eingeführte Produkte sollten unilaterale Handelsmaßnahmen des unmittelbar betroffenen Importlandes auch ohne ein entsprechendes Abkommen zulässig sein.

974. Es entspräche dem generellen Anliegen weltweiter Wohlfahrtssteigerung, im Rahmen der Welthandelsordnung den aus wohlfahrtstheoretischer Sicht zu restriktiv interpretierten Dumpingbegriff des GATT weiter zu fassen und hierunter auch Wettbewerbsvorteile des Exportlandes zu berücksichtigen, die sich aus einem Verstoß gegen internationale, für allgemeinverbindlich erklärte Umwelt- und Menschenrechtsabkommen ergeben. Bei Verletzung allgemeinverbindlicher Verträge soll nach Auffassung des Umweltrates der Dumpingtatbestand auch dann als erfüllt gelten, wenn eine konkrete Schädigung von Branchen bzw. Sektoren im Importland gemäß Art. XVI GATT nicht besteht bzw. nicht nachweisbar ist. Dem Verbot der Gefangenenarbeit des GATT (Art. XX Buchst. e) liegt eine analoge, im Grundsatz kostenorientierte Argumentationsstruktur zugrunde.

Nach Vorstellung des Umweltrates soll die Erklärung der Allgemeinverbindlichkeit einer multilateralen Vereinbarung Sanktionen (einschließlich außenhandelspolitischer Maßnahmen) auch gegen vertragsfremde Dritte erlauben, die aus der Wahrnehmung einer Trittbrettfahrerposition komparative (u. U. handelsbestimmende) Kostenvorteile schöpfen. Allerdings sollte eine vom GATT/WTO-Regime anzuerkennende allgemeinverbindliche Vereinbarung an ein Vetorecht der an einem entsprechenden Abkommen nicht beteiligten Staaten geknüpft sein. Allgemeinverbindlich wird ein Abkommen nur dann, wenn eine qualifizierte Mehrheit der durch das Übereinkommen negativ betroffenen Staaten diesem beitritt; gegebenenfalls muß eine weitere Unterteilung der betroffenen Staaten nach Maßgabe näherungsweise gleicher (vertragsrelevanter) Ausgangsbedingungen (z. B. Wirtschaftsstruktur, Anpassungskosten, Entwicklungsstand) und Interessenstrukturen vorgenommen werden. Die konkrete Ausgestaltung etwaiger Allgemeinverbindlichkeitserklärungen (Instanzen und Gremien, Entscheidungsverfahren, Sanktionsmöglichkeiten) ist im einzelnen klärungsbedürftig. Die Möglichkeit handelspolitischer Interventionen auch gegenüber Nichtvertragsstaaten scheint dem Umweltrat aber (zumindest in Gestalt einer subsidiären *ultima ratio*-Option) insoweit sinnvoll, als sie im Rahmen der Welthandelsordnung eine glaubwürdige (u. U. die einzig mögliche) Drohung darstellt und im Vorfeld gegenüber potentiellen Trittbrettfahrern Anreize zur Kooperation setzt.

3.3.4.4 Umwelt, Außenhandel und Abfallfrachten

975. Aus ökonomischer Sicht ist die Verbringung von Abfall ins Ausland gleichbedeutend mit dem Import von Dienstleistungen, sei es in Gestalt verwertungsbezogener Maßnahmen oder der Abfallbeseitigung. Sieht man Abfallexporte dementsprechend nicht als Warenverkehr, sondern als Teil einer grenzüberschreitend erbrachten Dienstleistung an, so wäre nicht das GATT, sondern das GATS anwendbar (Tz. 950). Allerdings ist die Abgrenzung zwischen Waren- und Dienstleistungsverkehr hier noch völlig

ungeklärt. Der Europäische Gerichtshof hat für die Parallelproblematik nach den Art. 30, 59 EGV den Export von Abfällen zur Beseitigung nicht als Dienstleistungsverkehr, sondern als Warenverkehr behandelt, jedoch gewisse Besonderheiten anerkannt (Rs. C-2/90, Slg. 1992-I. 4431; zum GATT vgl. SCHOENBAUM, 1997, S. 305). Der Export von Abfällen zur Verwertung dürfte aber – ähnlich wie der Verkehr mit Veredelungsprodukten – auf jeden Fall als Warenverkehr unter das GATT fallen. Soweit das GATS anwendbar ist, gilt im allgemeinen nur das Gebot der Meistbegünstigung. Die Abfallentsorgung ist gegenwärtig noch nicht Teil der Liberalisierungspolitik nach dem GATS. Jedoch können selektive Exportverbote gegen das Meistbegünstigungsgebot verstoßen.

976. Mit der Erbringung von Dienstleistungen im Bereich der Verwertung und Beseitigung von Abfällen ist regelmäßig die Inanspruchnahme von Umweltfunktionen im Ursprungsland der Dienstleistung verbunden, so im Hinblick auf die Assimilationsfähigkeit des Mediums Boden (mit der Gefahr von Einträgen toxischer Stoffe ins Grundwasser) oder die Emission aus thermischen Behandlungsprozessen in die Luft. Wie im Inland richten sich auch bei offenen Grenzen Export- beziehungsweise Importströme idealerweise nach den komparativen Vorteilen jedes Landes (Region) in der Abfallentsorgung.

977. Auf den ersten Blick unterscheiden sich für die politische Aufgabenwahrnehmung Abfallfrachten nicht von anderen mit Umweltbelastungen (potentiell) verbundenen Dienstleistungsimporten: Volkswirtschaftlich effizient ist die Freigabe des Außenhandels auch für diesen Bereich, gekoppelt mit der verursachungsgerechten Anlastung der den jeweiligen Entsorgungsaktivitäten anhaftenden externen Effekte. Bleiben entsprechende Anpassungen im Abfall importierenden Land jedoch aus, kommt es insbesondere dann, wenn im Abfallexportland ein relativ strenges Regime herrscht, zu einem Importsog und damit unter Umständen zu einer erheblichen Verschlechterung der Wohlfahrtsposition der dienstleistenden Region. Entstehen aus der Entsorgung grenzüberschreitende externe Effekte, muß der Wohlfahrtssaldo auch im Abfallexportland nicht notwendig positiv ausfallen. Lösungsansätze bieten bi- oder multilaterale Abkommen. Für den Fall, daß zwischenstaatliche Verhandlungslösungen scheitern, können Maßnahmen im Fall grenzüberschreitender externer Effekte auch einseitig ergriffen werden.

978. Gestützt auf empirische Erfahrungen wird speziell gegen die Verbringung gefährlicher Abfälle der Einwand erhoben, daß neben etwaigen Allokationsverlusten vielfach unerwünschte Verteilungsfolgen auftreten, wenn die politischen Rahmenbedingungen im Empfängerland den Schutz umweltbezogener Menschenrechte nicht sicherstellen. Komplexe Verursachungsketten, die hohe Diversität möglicher Abfallfrachten sowie das Problem kaum abschätzbarer Langzeitschäden (Altlasten) bergen die Gefahr politischer (bzw. ökonomischer) Fehlsteuerung auch in jenen Ländern, die sich um eine wohlfahrtsorientierte Anlastung von abfallentsorgungsbedingten Umweltschäden bemühen. Hiermit unmittelbar verbunden ist das Problem drohender Ineffizienzen aus der ungleichen Verteilung von Wissen um die Zusammensetzung und Gefährlichkeit der Abfallfrachten (asymmetrische Information). In der Folge kommt es entweder zu hohen Kosten der Kontrolle von Inhalt, Verbringungsweg, Entsorgung und anderem (Transaktionskosten) oder zu einer Übervorteilung der schwächeren (d.h. schlechter informierten) Marktseite bei opportunistischem Verhalten des Auftraggebers (moral hazard).

Staatliche Interventionen einschließlich der Regulierung von Außenhandelstransaktionen sind in diesem Zusammenhang insbesondere dann sinnvoll und geboten, wenn sie dem Schutz der Umwelt oder umweltbezogener Menschenrechte gelten (Tz. 969 f.). Der Gewährleistung bestimmter Umweltqualitätsziele beziehungsweise der Abwehr von gesundheitsgefährdenden Belastungen wird Vorrang eingeräumt gegenüber (vermeintlich) kostengünstigen Abfallentsorgungsalternativen oder, aus Sicht des Abfallimportlandes, gegenüber Handelsgewinnen aus dem Dienstleistungsangebot. Eine Gefährdung von Umweltgütern sowie von umweltbezogenen Menschenrechten kann man insbesondere dann sehen (HASSEL, 1998), wenn

- private Lösungen zur Überwindung asymmetrischer Informationsverteilung nicht zustandekommen (z.B. wegen Kollektivguteigenschaften) oder instabil sind;
- marktwirtschaftliche Modelle (z.B. labelling) staatlichen Maßnahmen wie Informationspflichten, Kontrollverfahren oder Verbringungsverboten im Effizienzvergleich (einschließlich Transaktionskosten) unterlegen sind;
- Organisation und Steuerungskapazität des politisch-administrativen Systems im Zielland der Abfallfracht mit der Gewährleistung von Umweltgrundrechten erkennbar überfordert sind (oder der politische Schutzwille entgegen den bekundeten oder konkludenten Präferenzen der Bevölkerung und insbesondere gefährdeter Gruppen fehlt);
- es an der technischen und/oder logistischen Infrastruktur zur Risikobeherrschung mangelt;
- die Auftragnehmer im Herkunftsland der zu entsorgenden Abfallchargen, insbesondere Transportunternehmen beziehungsweise Spediteure, im Hinblick auf die zugesagte umweltgerechte Leistungserstellung nicht oder nur zu hohen Transaktionskosten kontrollierbar sind. In diesem Zusammenhang ist insbesondere zu prüfen, ob im Abfallimportland wirksame Kontrollregime überhaupt existieren. Weiterhin ist die Frage zu beantworten, welche Wahrscheinlichkeit der illegalen Beimischung von Sonderabfällen zu regulären Abfällen über die gesamte Transportkette beigemessen werden muß.

979. Vor diesem Hintergrund unterstützt der Umweltrat die Eingrenzung der Abfallverbringung nach Maßgabe der politisch-gesellschaftlichen, technologischen und infrastrukturellen Voraussetzungen, die bei grenzüberschreitender Abfallverbringung eine umweltgerechte Risikobeherrschung sicherstellen.

Die Begrenzung der Abfallverbringung auf bestimmte Staaten entspricht augenscheinlich den Interessen zahlreicher (potentieller) Abfallexportstaaten wie (potentieller) Empfängerregionen: Obwohl hinsichtlich der erhobenen Entsorgungskosten erhebliche Unterschiede gerade zwischen den Industrie- und Entwicklungsländern bestehen (bis zum 25fachen im europäisch-afrikanischen Vergleich; TOLBA, 1992), hat sich die Staatengemeinschaft in der Baseler Konvention auf umfassende Regulierungen zumindest der grenzüberschreitenden Verbringung von gefährlichen Abfällen verständigt. Als wesentliche Konsequenzen aus dem hohen Risiko des Handels mit gefährlichen Abfällen bestimmt die Konvention

- das Recht der Staaten auf nationale Export- oder Importverbote, die von den Partnern unterstützt werden sollen sowie
- die Abwicklung zugelassener Abfallströme nach strengen Verkehrsregeln im Hinblick auf Sicherungs-, Informations- und Kooperationspflichten.

Auf der dritten Vertragsstaatenkonferenz wurde darüber hinaus ein Verbot der Verbringung von gefährlichen Abfällen aus Mitgliedstaaten der OECD, der EU sowie aus Liechtenstein in andere als die genannten Staaten beschlossen. Nach Auffassung des Umweltrates sollte eine Öffnungsklausel auch anderen Vertragsstaaten der Baseler Konvention bei nachgewiesener Qualität ihres Entsorgungssystems den Zugang zu den stark expansiven Abfallmärkten der Industrieländer ermöglichen.

3.3.5 Umweltziele für eine künftige Welthandelsordnung

980. Ausgangspunkt der bisherigen Überlegungen war die Frage, ob und inwieweit der Welthandel, neben unbestreitbaren Komplementäreffekten (Abschn. 3.3.2), Umweltprobleme erzeugt oder verschärft. Dabei hat sich der Umweltrat auf Funktionsdefizite entweder in Form von Marktversagen im Zusammenhang mit externen Effekten oder in Form von unerwünschten Verteilungen von Umweltbelastungen, die unmittelbar umweltbezogene Menschenrechte betreffen, konzentriert.

Tabelle 3.3-1 ordnet die mit internationalen Handelsbeziehungen (potentiell) verbundenen umweltrelevanten Funktionsmängel nach drei Schutzgütern:

- Umwelt- beziehungsweise Naturgüter (nach ihrer Räumlichkeit geordnet; A)
- unveräußerliche Umweltgrundrechte (insbesondere Schutz von Leben und menschlicher Gesundheit; B) sowie
- weltwirtschaftlich effiziente Arbeitsteilung (C).

Die Bereiche A und B sind als Schutzgüter der (im Werden begriffenen) internationalen Umweltordnung entlehnt, während C dem Zielsystem der Welthandelsordnung direkt entstammt. Ihr Nebeneinander entspricht dem Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, dem der Umweltrat auch und gerade im Spannungsfeld von zunehmender weltwirtschaftlicher Integration und Umweltinteressen entscheidende Bedeutung beimißt und als Forderung nach einer Balance der Ordnungen versteht (Abschn. 3.3.4.1).

981. Folgt man den vorangegangenen Ausführungen (Abschn. 3.3.4.3) zur Zielbegründung politischer Maßnahmen, läßt sich nicht daran zweifeln, daß die Sicherung der genannten Schutzgüter als legitimes Ziel (kollektiv-)staatlicher Interventionen (gegebenenfalls auch im Rahmen der Welthandelsordnung) gelten kann. Als in diesem Zusammenhang besonders relevant erscheinen:

Ziel I: Abwehr von Maßnahmen eines Exportlandes, die die Umwelt (via Umwelteffekt) oder den Ressourcenbestand (via Nutzungskonkurrenz) eines Importlandes, einer Ländergruppe oder der Weltgemeinschaft schädigen

Die Legitimation dieses Ziels ergibt sich vor allem aus der Analyse zur Problematik von externen Effekten beziehungsweise öffentlichen Gütern (Tz. 967 f.) sowie dem international anerkannten Prinzip der territorialen Integrität und dem Prinzip der gutnachbarschaftlichen Beziehungen, welche sowohl in Grundsatz 2 der Rio-Deklaration als auch im WTO/GATT-Regelwerk verankert sind.

Zu den seit jeher anerkannten Rechten des Importstaates gehört dessen Befugnis, lokalen Umweltbelastungen durch eingeführte Produkte mit Hilfe einseitiger Handelsbeschränkungen zu begegnen. Auch für den Fall grenzüberschreitender Umweltbelastungen, die auf das Herstellungsverfahren des importierten Produkts zurückzuführen sind und zu Schäden an der Umwelt des Importlandes führen, sollten einseitige Sanktionen durch das Importland zulässig sein. Anders zu beurteilen sind Maßnahmen zum Schutz grenzüberschreitender beziehungsweise gemeinsam nutzbarer Umweltgüter und Ressourcen sowie globaler Umweltgüter. Eine eindeutige Zuordnung von Schädigern und Geschädigten ist in diesen Fällen nicht möglich. Maßnahmen zur Abwehr von schädigenden Einflüssen sind zwar prinzipiell berechtigt, umweltpolitische Ziele sowie eventuelle handelspolitische Sanktionen zu ihrer Durchsetzung sollten jedoch gemäß dem Kongruenzprinzip von den betroffenen Staaten im Rahmen internationaler Umwelt- und Ressourcenschutzabkommen gemeinsam bestimmt werden.

Ziel II: Sicherung von unveräußerlichen Menschenrechten

Aus ethischer Sicht stellen Verletzungen von unveräußerlichen Menschenrechten eine absolute Schranke für Wirtschaft und Politik dar. Die Ausnahme bestimmter, gerade auch umweltbezogener Grundrechte (z. B. Leben und menschliche Gesundheit) von marktgebundenen Koordinationsprozessen folgt nach Ansicht des Umweltrates neben vorrangig normativen Begründungen, wie sie schon im Leitbild einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung enthalten, auch ökonomischen und politischen Begründungen (Tz. 970). Zwar gibt es zur Zeit noch keinen konsistenten internationalen Menschenrechtskatalog; eine Legitimation für außenhandelspolitische

Tabelle 3.3-1

Fallgruppen von Schutzgütern für eine umweltorientierte Welthandelsordnung

<table>
<tr><th colspan="4">A Umwelt-/Naturgüter und durch sie vermittelte Funktionen
(einschließlich Options-, Existenz- und Vermächtniskomponenten)</th></tr>
<tr><td colspan="2">1 Schutz lokaler Umweltgüter im Importland</td><td rowspan="2">2 Schutz grenzüberschreitender bzw. gemeinsam nutzbarer Umweltgüter und Ressourcen</td><td rowspan="2">3 Schutz globaler Umweltgüter und Ressourcen</td></tr>
<tr><td>i bei externen Effekten in Gebrauch, Verbrauch und Entsorgung eines importierten Produktes</td><td>ii bei grenzüberschreitenden externen Effekten durch das Herstellungsverfahren des importierten Produktes</td></tr>
<tr><td>Beispiele:
Emissionen aus Kfz-Nutzung; Dioxinemissionen aus Verbrennung von Kohle oder chlorhaltigen Stoffen; Grenzwerte für Pestizide in Nahrungsmitteln und Textilien</td><td>Beispiele:
Grenzüberschreitende saure Niederschläge aus Verbrennung und Industrieprozessen; Verunreinigung grenzüberschreitender Gewässer</td><td>Beispiele:
Übernutzung grenzüberschreitender Aquifere</td><td>Beispiele:
Zerstörung der Ozonschicht; Erwärmung der Troposphäre; Verlust an Tier- und Pflanzenarten sowie Lebensräumen</td></tr>
<tr><th colspan="4">B Berücksichtigung umweltbezogener Menschenrechte, insbesondere Schutz von Leben und Gesundheit</th></tr>
<tr><td colspan="4">Beispiele: Beschränkung der grenzüberschreitenden Verbringung gefährlicher Abfälle nach Maßgabe der umweltpolitischen Steuerungskapazität (Länderlisten); staatenübergreifend verbindliche Verfahrensstandards im Umgang mit toxischen Stoffen (als Ausnahme vom Ursprungslandprinzip); Exportverbote für gefährliche Stoffe</td></tr>
<tr><th colspan="4">C Effizienz der weltwirtschaftlichen Arbeitsteilung:
Abwehr von „Umweltdumping“, insbesondere gegenüber staatenübergreifenden Umweltgütern</th></tr>
<tr><td colspan="4">Beispiele: Exporte unter Verstoß gegen internationale Übereinkommen (Nichteinhaltung von Mindeststandards)</td></tr>
</table>

SRU/UG '98/Tab. 3.3-1

Maßnahmen zum Schutz von unveräußerlichen umweltbezogenen Menschenrechten kann sich aber (außer auf vertragstheoretische Begründungen) auf den Grundsatz 1 der Rio-Deklaration und die kulturübergreifende, rechtlich weitgehend kodifizierte Bedeutung des Gesundheitsschutzes stützen sowie auf eine Reihe von Standards zurückgreifen, die zum Schutz der Menschenrechte im Zusammenhang mit Umweltschäden in vielen Bereichen erlassen wurden (WHO, FAO, ILO u. a.). Hierbei geht es in erster Linie um den Schutz der lokalen Umwelt im jeweiligen Exportstaat von Waren und Dienstleistungen.

Ziel III: Sicherung der Effizienz der weltwirtschaftlichen Arbeitsteilung, soweit diese durch „unfaire" Maßnahmen eines Exportlandes („Umweltdumping") beeinträchtigt wird

Wie an anderer Stelle ausgeführt, sind Wettbewerbsverzerrungen, die auf die mangelnde Internalisierung von lokalen, grenzüberschreitenden oder globalen Umweltschäden zurückzuführen sind, aus wohlfahrtstheoretischer Sicht im Rahmen des GATT/WTO-Regimes durchaus regelungsbedürftig (Tz. 967 f.). Allerdings ist das Internalisierungskonzept wegen der methodologischen wie empirischen Unschärfen nicht als Referenzsystem geeignet, an dem ökologisches Dumping gemessen und damit sanktionsfähig gemacht werden könnte. Statt dessen sollten die in internationalen Abkommen festgeschriebenen Umweltstandards beziehungsweise Ressourcennutzungsrechte als Referenzmaßstab dienen. Es erscheint dem Umweltrat im Sinne eines abstrakten Gebots der Reziprozität (den Rechten der Teilhabe am weltweiten Wohlstand folgen die Pflichten der Weltgemeinschaft) geboten, im Rahmen der Welthandelsordnung einen Sanktionstatbestand einzuführen für den Fall, daß ein Exportland internationalen, für allgemeinverbindlich erklärten Umweltabkommen zuwiderhandelt beziehungsweise ihre Schutzziele verletzt (Tz. 973 f.).

982. Im Gegensatz zu einer weit verbreiteten Position in der gegenwärtigen politischen Diskussion sieht der Umweltrat in der Berücksichtigung ethischer Vorstellungen der Individuen im Importland gegenüber Naturgütern (u. a. Tiere und Landschaften) im Exportland kein legitimes Ziel für einseitige handelspolitische Restriktionen. So ist der Ansatz schon wegen der Zumutung fremder Wertesysteme mehr als problematisch. Durch die Anlastung der Kosten zur Einhaltung fremdbestimmter Standards beim Exportland kommt es zudem zu einer Umkehrung des ordnungspolitisch zentralen Äquivalenzprinzips. Hingegen kann die Berücksichtigung ethischer Empfindungen gegenüber Dritten für Umweltschutzinteressen im Rahmen internationaler Verträge sehr fruchtbar ausfallen, sofern die Inhaber umweltbezogener Präferenzen sich nicht darauf beschränken, Leistungsansprüche zu artikulieren, sondern durch die Finanzierung entsprechender Maßnahmen zu ihrer Bereitstellung auch tatsächlich beitragen (z. B. Kompensationsmodelle zum Schutz von Robben, zur Erhaltung artenreicher Komplexe).

3.3.6 Für eine stärker umweltbezogene Gestaltung der Welthandelsordnung

983. Mit Blick auf die in Abschnitt 3.3.5 formulierten Ziele und Legitimationsansätze lassen sich zunächst ökologische Grundsätze für eine stärker umweltbezogene Gestaltung der Welthandelsordnung ableiten. Prinzipiell sollte nach Auffassung des Umweltrates eine solche Welthandelsordnung verhindern, daß einzelne Staaten durch ihre Umweltpolitik beziehungsweise durch die in ihrem Territorium angewandten Produktionsmethoden zur Schädigung der Umwelt in anderen Staaten beitragen, und sie sollte zudem Verletzungen umweltbezogener Menschenrechte vermeiden helfen. Dabei sollte eine Welthandelsordnung mit den in Abschnitt 3.3.5 aufgeführten Zielen in Einklang stehen. Aus diesen Grundsätzen lassen sich konkrete Vorschläge zur Anpassung des GATT gewinnen.

Zur Fortschreibung des GATT unter Umweltaspekten

984. Nach Ansicht des Umweltrates sind einseitige Handelsmaßnahmen bei unmittelbarer Betroffenheit des Importlandes in Fällen legitim

- zur Abwehr einseitig grenzüberschreitender Umweltschäden sowie
- zur Abwehr von kausal nachvollziehbaren Maßnahmen des Exportlandes, die dem Importland ihm zustehende Ressourcennutzungsrechte entziehen (z. B. Überfischung bei wandernden Fischarten).

Der einzelne Schädiger, sprich das einzelne Exportland, muß dabei eindeutig identifizierbar sein. Inhaltlich müssen in beiden Fällen Handelsmaßnahmen dem Gebot der Verhältnismäßigkeit genügen. Artikel 21 der Rio-Deklaration geht zwar vom Vorrang konsensualer Lösungen aus, wendet sich aber nicht schlechthin gegen einseitig handelsbeschänkende Maßnahmen.

Liegt keine unmittelbare Betroffenheit der Umwelt des Importlandes vor oder ist der Verursacher nicht eindeutig bestimmbar, müssen handelspolitische Maßnahmen erst durch ein entsprechendes Abkommen zwischen den betroffenen Staaten legitimiert werden (Äquivalenzprinzip, Tz. 981); dies gilt zur Abwehr von Schäden an gemeinsam nutzbaren und globalen Umweltgütern, Bestandsverlusten an gemeinsam nutzbaren und globalen Ressourcen sowie bei umweltbezogenen Menschenrechtsverletzungen. Dabei legt das Abkommen den entsprechenden Referenzstandard fest. Die im Vertrag vorgesehenen Handelsmaßnahmen können angewendet werden; ihre GATT-Konformität sollte durch Öffnungsklauseln im GATT gesichert werden, wobei gewisse Kriterien wie Offenheit für alle Parteien und ausreichender Problembezug der Handelsbschränkungen festgeschrieben werden könnten (vgl. GINZKY, 1997, S. 229ff.; SCHOENBAUM, 1997, S. 283f.; auch GATT, 1992, S. 6). Darüber hinaus schlägt der Umweltrat eine Änderung des GATT vor, die Importbeschränkungen wegen umweltschädigender Produktionsformen gegebenenfalls auch gegenüber Nichtsignatarstaaten von internationalen für allgemeinverbindlich erklärten Verträgen für zulässig erklärt (Tz. 974). Alle gegenüber Signatar- und Nichtsignatarstaaten des Abkommens vorgesehenen Maßnahmen müssen den allgemeinen Grundsätzen entsprechen, insbesondere das Verbot willkürlicher Diskriminierung und verschleierter Handelsbeschränkungen beachten.

985. Grundsätzlich ist es nach Art. XXV: 5 möglich, in außergewöhnlichen Situationen die Vertragspartner von Verpflichtungen des GATT zu entbinden und so gegebenenfalls internationale Umweltabkommen dem GATT voranzustellen (sog. Waiver-Regelung, vgl. Tz. 949). Allerdings erscheinen die Voraussetzungen dafür, etwa ein Beschluß mit Zweidrittelmehrheit der Vertragsstaaten, wenig geeignet, hieraus ein Instrument zur Umsetzung umweltorientierter handelspolitischer Maßnahmen zu entwickeln. Eine geeignetere Lösung bietet eher die Regelung, im Konflikt zwischen Handelsabkommen und Umweltabkommen letzteren Vorrang einzuräumen, wie dies etwa das Nordamerikanische Freihandelsabkommen (NAFTA) in Art. 104 vorsieht, und damit einen Beitrag zur Integration von Handelsabkommen und Umweltabkommen zu leisten (vgl. auch OECD, 1997).

Eine stärkere Integration von Umweltabkommen und Handelsabkommen könnte aber auch dadurch erzielt werden, daß die WTO als Lobbyist handelspolitischer Interessen an der Verhandlung von Umweltschutzabkommen beteiligt wird. Die WTO könnte auf diesem Wege ihre Einwände in den Verhandlungsprozeß einbringen. Eine solche Berücksichtigung müßte dann im Gegenzug von der WTO durch die Übernahme der Umweltschutzabkommen honoriert werden.

986. Die grundsätzliche Zulassung von Handelsbeschränkungen in den in Tabelle 3.3-1 genannten Fällen bedeutet nach Auffassung des Umweltrates nicht, daß von dieser Möglichkeit in jedem Fall Gebrauch gemacht werden sollte. Bei einigen Ländern kann es sich nach Ansicht des Umweltrates als sinn-

voller erweisen, anstelle von Handelssanktionen Handelsmaßnahmen mit positiver Anreizfunktion zu ergreifen („carrots"). Dies gilt insbesondere für Entwicklungsländer, da Handelsrestriktionen hier auch einen ökologisch kontraproduktiven Effekt auslösen können, nämlich eine weitere Verschärfung der armutsbedingten Umweltzerstörung. Der Rückgang der Deviseneinnahmen aus dem Export kann den betroffenen Ländern die Grundlage dafür nehmen, einen höheren Lebensstandard zu erreichen, der für einen Rückgang des Bevölkerungswachstums und die damit einhergehende Entlastung der Umweltsituation unentbehrlich ist (Beispiel Tropenholzboykott). In diesen Fällen können sich Handelsmaßnahmen mit positiver Anreizfunktion als zielkonformer erweisen (z. B. Ökosiegel). Auch ihre Ordnungskonformität ist gegenüber Handelssanktionen gemäß dem Grundsatz der Verhältnismäßigkeit unzweifelhaft. Ein Beispiel hierfür ist die im NAFTA-Vertragswerk enthaltene Konzession, Mexiko größere Marktzugänge zu verschaffen, falls dort die Umweltstandards entsprechend angehoben werden. Auch im Rahmen des Montrealer Protokolls wird dieses Instrument angewandt, indem Handelserleichterungen für Signatarstaaten des Protokolls gewährt werden. So erhalten etwa diejenigen Entwicklungsländer, die das Protokoll ratifiziert haben, erleichterten Zugang zu bestimmten Technologien, die die Substitution ozonabbauender Stoffe durch andere Stoffe ermöglichen.

987. Zur Konkretisierung der oben entwickelten Grundsätze schlägt der Umweltrat im nachfolgenden einzelne Änderungen des GATT vor:

Ausdehnung von Art. XX Buchst. b auf direkte einseitige grenzüberschreitende Beeinträchtigungen von Umweltgütern sowie von Ressourcennutzungsrechten des Importlandes durch die Produktions- und Prozeßmethoden des Exportlandes

In Fällen, in denen kausal nachvollziehbar ist, daß die Produktions- und Prozeßmethoden eines Importproduktes zu Umweltschäden beziehungsweise Verlusten am Ressourcenbestand im Importland führen, das Verhältnis zwischen Schädiger und Geschädigtem eindeutig und das Verursacherprinzip anwendbar ist, sollte eine Abwehr von schädigenden Einflüssen unter Berufung auf das nationale Schutzprinzip berechtigt sein. Einseitige Handelsmaßnahmen dürfen hier eingesetzt werden, um den Import solcher Produkte zu erschweren oder mit kompensierenden Zöllen zu belegen. Zur Vorbeugung gegen einen möglichen protektionistischen Mißbrauch ist die Feststellung des Schadens auf wissenschaftlicher Basis vorzunehmen. Aus denselben Gründen sind die Handelsmaßnahmen im Sinne der entsprechenden GATT-Regelungen verhältnismäßig zu gestalten, das heißt, sie müssen geeignet (Zielkonformität), erforderlich (feststellbare Schädigung im Inland) und verhältnismäßig im engeren Sinne sein (möglichst geringe Behinderung des Handels) (vgl. GINZKY, 1997, S. 259 ff.). Diese Anforderungen sind auch auf die nachstehend vorgeschlagenen Ergänzungen von Artikel XX anzuwenden. In einigen Fällen wird dabei auch zu berücksichtigen sein, welchen Eigenbeitrag das die Handelsmaßnahme ergreifende Land zur Bewältigung des jeweiligen Umweltproblems geleistet hat (vgl. WBGU, 1996, S. 203).

Aufnahme eines Art. XX Buchst. k, der in Anlehnung an Art. XX Buchst. h Maßnahmen bezüglich Schäden an grenzüberschreitenden beziehungsweise gemeinsam nutzbaren Umweltgütern und Ressourcen, bei denen keine eindeutige Zuordnung von Schädigern und Geschädigten möglich ist, sowie Schäden an globalen Umweltgütern regelt

Die Schädigung des Importlandes durch externe Effekte der Produktions- und Prozeßmethoden im Exportland ist bei entsprechend gearteten Umwelteffekten zwar kausal ableitbar, die Wirkungskette enthält jedoch einen Pool, so daß eine eindeutige Zuordnung von Schädiger und Geschädigtem nicht mehr möglich ist. Eine Berechtigung zur Abwehr von schädigenden Einflüssen auf der Basis des nationalen Schutzprinzips ist grundsätzlich anzuerkennen. Wegen des Pools sind jedoch einseitige Maßnahmen gegenüber einzelnen Staaten, das heißt eine Abkehr vom Nichtdiskriminierungsgrundsatz nach innen und außen, nicht zu rechtfertigen. Vielmehr sind die Nutzungsordnung (d. h. Umweltstandards bzw. Ressourcennutzungsrechte) und die Möglichkeit von Handelsmaßnahmen zu ihrer Durchsetzung gemäß dem Kongruenzprinzip von den betroffenen Staaten im Rahmen internationaler Umwelt- und Ressourcenschutzabkommen festzulegen.

Die Entscheidung über die Mittel zum Durchsetzen beschlossener Standards beziehungsweise Ressourcennutzungsrechte ist ein elementarer Bestandteil internationaler Umweltschutz- und Ressourcenabkommen, der insbesondere Einfluß auf die Dosierung der beschlossenen Maßnahmen hat. Von daher hat bei globalen Gütern allein die Weltgemeinschaft darüber zu befinden, ob Handelsmaßnahmen vorgesehen werden oder nicht, und wenn ja, ob diese automatisch oder nach dem Ermessen des jeweiligen Landes erfolgen sollen. Ein neuer Art. XX Buchst. k in Anlehnung an Art. XX Buchst. h (Priorität von Rohstoffabkommen) ist so zu formulieren, daß alle im Rahmen eines entsprechenden internationalen Abkommens ermöglichten handelsbeschränkenden Maßnahmen erlaubt sind (vgl. auch GINZKY, 1997, S. 229 ff.). Für die Handelsmaßnahmen und die zugrundeliegenden Umweltstandards gelten wiederum die Anforderungen an wissenschaftliche Fundierung und Verhältnismäßigkeit im Sinne des WTO/GATT.

Aufnahme eines Art. XX Buchst. l, der in Anlehnung an Art. XX Buchst. h Maßnahmen in bezug auf Produkte regelt, bei deren Produktion umweltbezogene Menschenrechte verletzt werden

Dieser Punkt regelt Fälle, in denen es durch die Produktionsbedingungen eines Importproduktes zu Gefahren für individuelle umweltbezogene Menschenrechte kommt, ohne daß dabei Schädigungen der Umwelt im Importland feststellbar sind. Angesichts der fundamentalen Bedeutung von Menschenrechten sollten handelspolitische Maßnahmen zu ihrer Durchsetzung nach Ansicht des Umweltrates auch in den Fällen zulässig sein, in denen die Abkommen selbst keine Sanktionen vorsehen. Entsprechendes gilt für Abfallexporte.

Für eine umfassendere weltweite Umwelt- und Ressourcenpolitik

988. In den vorherigen Ausführungen sind lediglich handelspolitische Maßnahmen Gegenstand der Erörterung gewesen. Allerdings erscheinen dem Umweltrat auch Maßnahmen einer umfassenderen weltweiten Umwelt- und Ressourcenpolitik geeignet, sich mit den vorgeschlagenen Änderungen des GATT zu einem größeren Ganzen zusammenzufügen. Deshalb sollten nach Auffassung des Umweltrates weitere internationale Abkommen mit folgenden Regelungssachverhalten abgeschlossen werden:

- Definition und Durchsetzungsmechanismen für umweltbezogene unveräußerliche Menschenrechte, das heißt materielle Bestimmung von individuellen Mindeststandards und Sicherung von umweltpolitischen Mitbestimmungsrechten
- Festlegung und Durchsetzungsmechanismen für einen den zukünftigen Generationen mindestens zu überlassenden Bestand an globalen Umweltgütern und globalen Ressourcen (z.B. durch Ergänzung des Klimaprotokolls)
- Multilaterale Verfahrensregelungen zur Bestimmung beziehungsweise gegenseitigen Anerkennung von Umweltstandards (materiell) beziehungsweise von verschiedenen Ökolabelling-Programmen (institutionell).

Institutionelle Aspekte und Initiativen

989. Im Hinblick auf die gegenwärtige Stagnation im Konfliktfeld Umweltschutz und internationaler Handel sind inhaltliche Vorschläge allein nicht ausreichend, um Veränderungen zu bewirken. Es bedarf vielmehr auch neuer institutioneller Initiativen. Die zweijährigen internationalen Verhandlungen im Rahmen des Committee on Trade and Environment (CTE) der WTO sind, wie die Ministerkonferenz der WTO in Singapur vom Dezember 1996 gezeigt hat, praktisch ohne greifbare Ergebnisse geblieben. Auch in der Commission on Sustainable Development (CSD), deren Aufgabe es unter anderem ist, die Implementation der Agenda 21 hinsichtlich des Handelskapitels zu überwachen und hier neue Impulse zu geben, ist es nicht zu handlungsbezogenen Vorschlägen gekommen. Die Sondergeneralversammlung der Vereinten Nationen vom Juli 1997 hat ebenfalls keine Anstöße hervorgebracht.

990. Die Gründe für die Stagnation im Konfliktfeld Umweltschutz und Handel sind vielfältig (STEINBERG, 1997, S. 242 ff.). Die WTO ist gegenwärtig in erster Linie daran interessiert, das im internationalen Handel Erreichte zu konsolidieren und es nicht durch Verquickung mit komplexen und kontroversen Problemen des Konflikts zwischen Umweltschutz und Handel zu gefährden. Von besonderer Bedeutung ist das Mißtrauen oder gar die Aversion vieler Entwicklungsstaaten gegen eine Verknüpfung von Umweltschutz und Handel. Schließlich hat sich die jeweils nur partielle Repräsentation der beteiligten Interessen aus internationalen Organisationen, den zuständigen Ministerien der nationalen Regierung und Nichtregierungsorganisationen negativ ausgewirkt.

Bei der Sachlage erscheinen dem Umweltrat isolierte Vorstöße einzelner Staaten zur Änderung des GATT ebensowenig erfolgversprechend wie Initiativen, die aus einzelnen internationalen Organisationen hervorgehen. Vielmehr sollte für einen bestimmten Zeitraum ein Forum etabliert werden, das unter breiter Beteiligung der betroffenen internationalen Organisationen und Regime im Bereich von Umweltschutz und Handel, der zuständigen Ministerien der nationalen Regierungen und repräsentativer Nichtregierungsorganisationen einen Diskussions- und Konsensfindungsprozeß organisiert. Der WWF (World Wide Fund for Nature) hat im Jahre 1996 ein „International Panel on Trade and Environment" gegründet, das bisher zweimal getagt hat. IUCN (The World Conservation Union, gegr. als „International Union for the Conservation of Nature") und IISD (International Institute for Sustainable Development) erwägen, in einem etwas weiteren Rahmen eine „Standing Conference on Trade and Environment" vorzuschlagen. Der Umweltrat hält derartige prozedurale Institutionen für erfolgversprechend und fordert die Bundesregierung auf, diese Initiativen aktiv zu unterstützen und mitzugestalten.

3.4 Umwelt, Freizeit und Tourismus

991. Der Umweltrat hat sich bereits in seinem Umweltgutachten 1987 mit den Belastungen der Umwelt durch Freizeitaktivitäten und Fremdenverkehr auseinandergesetzt und auf die umweltpolitische Bedeutung von Tourismus und Erholung in Deutschland hingewiesen sowie Vorschläge zur Minderung von Beeinträchtigungen gemacht (SRU, 1987, Kap. 3.5). Die seitherige Entwicklung des Freizeit- und Tourismussektors, insbesondere des Ferntourismus, hat neben den erwünschten ökonomischen Vorteilen zunehmend auch nachteilige ökologische und gesellschaftliche Folgen. Die Umwelt und die von den Reisen betroffene Bevölkerung, aber auch der Tourist selbst und die Tourismusbranche sind in wachsendem Maße betroffen. Die Auswirkungen von Freizeit und Tourismus sind inzwischen ein verbreitetes internationales Problem geworden, und die Wachstumsperspektiven lassen eine Verstärkung der Problematik erwarten. Dieser Umstand hat zu einer intensiven Diskussion über umwelt- und sozialverträglichere Gestaltungsmöglichkeiten unter den beteiligten Akteuren geführt und veranlaßt den Umweltrat zu einer kurzen Betrachtung des Themas. Der landschaftsbezogene Tourismus und Freizeitsport stehen im Vordergrund nachfolgender Betrachtung, da diese oftmals ökologisch empfindliche Lebensräume und Landschaften in Anspruch nehmen. Des weiteren wird der durch Freizeit und Tourismus induzierte Verkehr behandelt. Der Umweltrat ist sich bewußt, daß dadurch andere bedeutende Tourismussegmente vorerst unberücksichtigt bleiben.

Anhand einiger Daten sollen die aktuelle Entwicklung im Bereich Freizeit und Tourismus skizziert sowie Tendenzen aufgezeigt werden. Exemplarisch werden bereits ergriffene Maßnahmen und Instrumente für eine dauerhaft umweltgerechte Tourismus-

entwicklung vorgestellt, Defizite aufgezeigt und abschließend Handlungsempfehlungen gegeben.

3.4.1 Aktuelle Entwicklungen im Bereich Freizeit und Tourismus

992. Die Entwicklung von Freizeit und Tourismus ist eng mit der allgemeinen Entwicklung der Wirtschaft und der Arbeitsmarktsituation verbunden. Die Freizeitgestaltung durch touristische Aktivitäten nimmt ungebrochen zu. Aus den Statistiken der Welt-Tourismus-Organisation (1997), der OECD (1997) und EUROSTAT (1997) läßt sich diese Tendenz entnehmen. Eine exakte Quantifizierung der weltweiten Tourismusströme ist aufgrund der eingeschränkten Vergleichbarkeit tourismusstatistischer Daten jedoch nicht möglich.

993. Der Weltreiseverkehr wächst nach Angaben der Welt-Tourismus-Organisation jährlich um etwa vier Prozent und verdoppelt sich alle zwanzig Jahre. Im Jahre 1996 wurden annähernd 600 Millionen Touristen mit ausländischen Reisezielen gezählt (WTO, 1997). Die Welt-Tourismus-Organisation verwendet einen sehr weitgefaßten Tourismusbegriff; unter Touristen faßt sie alle Besucher zusammen, die wenigstens eine Nacht in einem Beherbergungsbetrieb oder einer Privatunterkunft in dem besuchten Land verbringen. Unberücksichtigt bleibt der Binnentourismus, der etwa den zehnfachen Umfang des internationalen Reiseverkehrs erreicht (BENTLEY, 1993).

Die Touristen kommen weltweit fast ausschließlich aus 15 Staaten, wobei allein auf die fünf Staaten USA, Japan, Großbritannien, Deutschland und Frankreich 80 % der Touristen entfallen (DGF, 1996).

994. Europa ist weltweit die wichtigste Tourismusregion, sowohl für den Ausreise- als auch für den Einreiseverkehr. Mit 330 Millionen internationalen Ankünften (1994) trägt Europa allein fast zwei Drittel des Welttourismus (BfN, 1997; WTO, 1996). Über 30 % des internationalen Fremdenverkehrs entfallen auf den Mittelmeerraum, der damit das weltweit führende touristische Gebiet ist. In den Mitgliedstaaten der Europäischen Union befinden sich zwölf der vierzig wichtigsten Zielorte des Welttourismus. Etwa 86 % aller Ankünfte (1994) in Europa entfallen auf die Europäische Union (WTO, 1996). Innerhalb der EU stellt der Tourismus 5,5 % des Bruttoinlandsproduktes, etwa 5 % der Ausfuhrerlöse und 6 % der Arbeitsplätze, darunter mehr als sieben Millionen Vollzeit-Arbeitsplätze (EG, 1992).

995. Da Deutschland innerhalb Europas den größten Anteil am internationalen Tourismus hat, erwächst hier eine besondere Verantwortung für die zukünftige Entwicklung. Nach den Kennziffern der Forschungsgemeinschaft Umwelt und Reisen (FUR) haben im Jahr 1996 ca. 45,3 Millionen Deutsche insgesamt 61,2 Millionen Urlaubsreisen (mehr als fünf Tage) unternommen. Zwei Drittel dieser Reisen (42,7 Mio.) führten ins Ausland, wovon 7,8 Millionen Fernreisen waren. Im selben Jahr haben 24 Millionen Deutsche im Durchschnitt 2,4 Kurzurlaubsreisen (2 bis 4 Tage) unternommen, woraus sich ein Volumen von ca. 58 Millionen Kurzurlaubsreisen ergab. Im Vergleich zum Vorjahr (1995) haben damit sowohl die Anzahl der Urlaubsreisenden (49 Mio.) als auch die der Urlaubsreisen (64,5 Mio.) abgenommen, während die Anzahl der Kurzurlaubsreisen (50,7 Mio.) eine deutliche Steigerung verzeichnet (FUR, 1997). Im Jahr 1996 wurden 20 Millionen Geschäftsreisen durchgeführt. Hinzu kommt eine beträchtliche Anzahl von Tagesausflügen. Nach Angaben des Deutschen Wirtschaftswissenschaftlichen Instituts für Fremdenverkehr an der Universität München werden in Deutschland jährlich rund 2,1 Milliarden Tagesausflüge unternommen (DWIF, 1995). Die meisten Tagesausflüge entfallen auf die Wochenenden und finden zu 96 % im Inland statt (TAB, 1997). Diese Zahlen korrespondieren mit den Aussagen der Deutschen Gesellschaft für Freizeit (DGF), nach der das Reisen nach wie vor als zweitwichtigste Freizeitaktivität der Deutschen nach der Mediennutzung gilt (DGF, 1995). Innerhalb Deutschlands stagniert der Tourismus eher. Die Übernachtungszahlen sind trotz einer leichten Zunahme ausländischer Touristen aufgrund der Abnahme der inländischen Nachfrage seit 1996 leicht rückläufig (StBA, 1997a und b).

Das Bundesministerium für Wirtschaft geht davon aus, daß sich die gesamte touristisch induzierte Wertschöpfung in Deutschland jährlich auf über 200 Milliarden DM beläuft und damit einem Anteil von 6 % am Volkseinkommen entspricht. Das gesamte Arbeitsmarktvolumen wird auf 2 bis 2,5 Millionen Beschäftigte geschätzt. Darin enthalten sind sowohl Beschäftigte im direkten und indirekten Tourismusbereich als auch 0,5 bis 1 Millionen Beschäftigte, die über Einkommens- und Multiplikatoreneffekte vom Tourismus profitieren. Allerdings variieren die Zahlenangaben in Abhängigkeit davon, welche Branchen in welchem Umfang dem Tourismus zugeordnet werden (TAB, 1997).

Tendenzen im Bereich Freizeit und Tourismus

996. Von hoher touristischer Attraktivität sind Meeresküsten, Gebirge, Seen- und Fließgewässer sowie in jüngster Zeit auch „Naturgebiete" (BfN, 1997). Auch historische Stadtkerne, Schlösser und Burgen sind Ziele des Massentourismus (BMWi, 1993).

Die zunehmende Ausdifferenzierung der Freizeit- und Urlaubsaktivitäten, etwa in Form von naturnaher Freizeitgestaltung (z. B. Angeln) oder sogenannten Natursportarten (z. B. Trekking, Klettern, Skifahren), machen eine klare Trennung zwischen Freizeitaktivitäten und bestimmten Sportarten nur noch bedingt möglich, so daß letztere hier mitbehandelt werden. Die Diversifikation dieser Aktivitäten entsteht durch die Kombination bereits bekannter Sportarten (Windsurfen = Segeln und Wellensurfen) und durch den Einsatz bereits existierender Geräte in einem völlig anderen Kontext (z. B. Canyoning) und wird darüber hinaus wesentlich von der Entwicklung neuartiger Sportgeräte und -ausrüstungen getragen (STRASDAS, 1994; UBA, 1994). Viele neue Freizeitsportarten (Mountainbiking, Paragliding, Snowboarding usw.) sind auf solche Geräteentwicklungen zurückzuführen. Bei der Mehrzahl dieser Aktivitäten stehen Erlebnis, Genuß und Abenteuer im Mittelpunkt. Paral-

lel zur Ausdifferenzierung der Freizeitaktivitäten ist in einigen Bereichen eine Zunahme der in der Landschaft aktiven Freizeitsportler zu verzeichnen. Auch im Urlaub scheint sportliche Betätigung immer bedeutender zu werden. In den letzten Jahren hat in Deutschland jeder Fünfte ab 14 Jahren eine Reise unternommen, um am Zielort Sport auszuüben (TAB, 1997). Über 2,35 Millionen Urlauber bezeichnen heute schon ihre Haupturlaubsreise als Sportreise. Diese Entwicklungen haben besondere Bedeutung für Natur und Umwelt, denn für viele dieser Sport- und Freizeitaktivitäten sind gerade die aus der Sicht des Naturschutzes wertvollen Gebiete wie Hochgebirge, Gletscher, Felsen, Seen und naturnahe Wasserläufe besonders attraktiv (SCHEMEL und ERBGUTH, 1998 und 1992; STRASDAS, 1994). Die neuartigen Geräte und spezifischen Ausrüstungen ermöglichen die zeitliche und räumliche Ausdehnung dieser Aktivitäten auch in Bereiche, in denen früher „von Natur aus" Grenzen gesetzt waren (UBA, 1995a). Hinzu kommt, daß klassische landschaftsbezogene Freizeitsportarten (z. B. Golf), die lange Zeit nur wenigen zugänglich waren, sich zu Breitensportarten entwickelt haben. Dies läßt sich auch beim Motorbootsport feststellen, der zunehmend seinen Luxuscharakter verliert, während gleichzeitig eine Tendenz zu immer größeren Yachten zu verzeichnen ist (OPASCHOWSKI, 1996).

997. Verschiedene Untersuchungen belegen, daß insbesondere geschützte Gebiete in wachsendem Maße nicht nur in Deutschland, sondern auch in anderen europäischen Staaten und in Ferntourismuszielregionen aufgesucht werden und zunehmend durch Maßnahmen für die touristische Erschließung und die große Anzahl der Besucher unter Druck geraten (F.A.Z., 13. November 1997 und 25. September 1997; EUA, 1995; Council of Europe, 1992). In allen deutschen Nationalparken steigt die Zahl der Besucher an (MÜLLER-JUNG, 1997), wobei etwa 90 % der Nationalparke mit dem eigenen Pkw aufgesucht werden (HELD und LANGER, 1989). Jedes zweite Naturschutzgebiet wird durch Freizeit- und Erholungsaktivitäten in Anspruch genommen (HAARMANN und PRETSCHER, 1993). Weiterhin ist eine Tendenz zu touristischen Großanlagen (Freizeit- und Erlebnisparke) zu beobachten, wobei viele dieser Anlagen in landschaftlich attraktive und zum Teil ökologisch sensible Gebiete geplant und gebaut werden (HAMELE, 1997; STRASDAS, 1992).

998. Freizeit und Tourismus haben einen wesentlichen Anteil am weltweit wachsenden Gesamtverkehr. So ist eine Zunahme der Reisedistanzen sowie eine Tendenz zu häufigeren und kürzeren Reisen, flexibleren Reisezeiten und spontanen Reiseentscheidungen (z. B. Last Minute-Reisen) zu verzeichnen (DGF, 1996).

In verschiedenen Untersuchungen ist für Deutschland der Anteil des motorisierten Individualverkehrs am Freizeit- und Urlaubsverkehr sowie die Anteile der einzelnen Verkehrsmittel an allen erfaßten Reisen dargestellt worden (TAB, 1997). So entfallen ca. 50 % der zurückgelegten Personenkilometer und knapp 40 % aller Wege auf den Freizeit- und Urlaubsverkehr. Die im Urlaub zurückgelegten Pkw-Kilometer belaufen sich auf ca. 10 % der gesamten Pkw-Fahrleistung der Deutschen (OPASCHOWSKI, 1996). Nach Angaben des Deutschen Wirtschaftswissenschaftlichen Instituts für Fremdenverkehr werden vier von fünf Ausflügen mit dem Pkw unternommen. Auch die Wahl des Verkehrsmittels wird durch Freizeitaktivitäten immer stärker beeinflußt (HEINZE und KILL, 1997, S. 298). In einer aktuellen Studie des Forschungsinstituts für Freizeit und Tourismus der Universität Bern wird anhand von Untersuchungen zum sportmotivierten Verkehrsaufkommen in der Schweiz der Anteil für Deutschland und Österreich auf rund 25 % am gesamten Freizeitverkehr geschätzt (MÜLLER und STETTLER, 1997). Der Anteil des Bahnverkehrs an allen erfaßten Reisen ist rückläufig, während der Flugverkehr zunimmt. Allein 30 % aller Urlaubsreisen werden inzwischen mit dem Flugzeug durchgeführt. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen Umfragen zur Wahl der Reiseverkehrsmittel auch in anderen europäischen Ländern, wobei in einigen Ländern das Flugzeug sogar häufiger als Verkehrsmittel für die Urlaubsreise genannt wird als das Auto (OPASCHOWSKI, 1996). In Deutschland waren bereits zwischen 1980 und 1993 zwei Drittel der Flugverkehrsleistung auf den Tourismus zurückzuführen (KNISCH und REICHMUTH, 1996).

3.4.2 Erklärungsansätze für die Entwicklungen im Bereich Freizeit und Tourismus

999. Die Ursachen für den höheren Stellenwert, den die Freizeit in den vergangenen Jahren eingenommen hat, und die Gründe für die Zunahme touristischer Aktivitäten während der Freizeit sind vielfältig. In erster Linie sind wirtschaftliche und gesellschaftliche Entwicklungen wie die Steigerung von Freizeit und Einkommen, ein gestiegenes Bildungsniveau sowie die Veränderung der Familienstrukturen zu nennen (BECKER et al., 1996; DGF, 1996; OPASCHOWSKI, 1996). Zu dem erhöhten Tourismusaufkommen haben des weiteren sowohl Entwicklungen in der Beschäftigungspolitik (flexiblere Arbeitszeitgestaltung, „en-bloc-Urlaub") als auch in der Verkehrspolitik beigetragen. Vor allem die zunehmende Liberalisierung des Luftverkehrs und die Verbilligung der Flugpreise haben dem Ferntourismus deutlichen Auftrieb verliehen und einen spürbaren Zuwachs der Touristenströme bewirkt (KOM (97) 332). Die traditionellen Angebote deutscher Urlaubsgebiete können in der Regel preislich nicht mit den Pauschalreisen im Bereich Ferntourismus konkurrieren. Ein weiterer Grund ist auch die zunehmend leichte Erreichbarkeit fast aller Reiseziele, nicht nur durch den Ausbau der Infrastruktur, sondern auch im Sinne einer subjektiv als problemlos empfundenen Überwindung selbst größter Distanzen (WBGU, 1994, S. 124). Die verschiedenen, einander zum Teil bedingenden Faktoren, die den Menschen dazu bringen, in seiner Freizeit überhaupt zu reisen, bestimmte Aktivitäten im Urlaub auszuüben und bestimmte Urlaubsziele auszuwählen, sind Gegenstand der Forschung unterschiedlicher Disziplinen. Empirische Motivforschung, aber auch psychologische und soziologische Ansätze versuchen die relevanten Fragen zu klären. Die Motivforschung hat auf der

Grundlage von jährlich durchgeführten Befragungen (Reiseanalysen) neben den zunehmend wichtiger gewordenen Motiven, wie Genuß, Geselligkeit, Bewegung, gestiegenes Körper- und Gesundheitsbewußtsein sowie Bildungsinteressen, nach wie vor die Erholung als zentrales Urlaubsmotiv identifiziert (TAB, 1997; OPASCHOWSKI, 1996). Motive für Fernreisen sind zum Beispiel vermehrtes Interesse an fremden Kulturen, die Reise als Statussymbol (WBGU, 1994, S. 124) sowie der Wunsch, exotische Länder zu erleben. Auch die besseren Ausübungsmöglichkeiten für bestimmte Sportarten (niedrigere Preise, geringere gesetzliche Auflagen usw.) werden als Motive genannt (STRASDAS, 1994).

3.4.3 Umweltbelastungen durch Freizeit und Tourismus

1000. Die mit Freizeit- und Erholungsaktivitäten verbundenen Umweltbelastungen sind vielfältig und in zahlreichen wissenschaftlichen Arbeiten belegt. Überwiegend haben diese Untersuchungen lokale oder regionale Umweltbelastungen zum Gegenstand, oder sie beschränken sich auf allgemeine Beschreibungen der potentiellen Auswirkungen (BfN, 1997; TAB, 1997; BECKER et al., 1996; EUA, 1995; McDOWELL et al., 1993; SRU, 1987). Das Einschätzen und Abgrenzen tourismusinduzierter Umweltbelastungen von anderen Belastungsursachen bereitet Schwierigkeiten. Die Belastungen reichen von der Inanspruchnahme von Flächen über die Beeinträchtigung der verschiedenen Umweltmedien durch Emissionen bis zur direkten Schädigung der Tier- und Pflanzenwelt und von Schutzgebieten (SRU, 1987, Tz. 448 ff. und 2170–2223). Zu den auslösenden Faktoren der Belastungen zählen neben den Erholungsaktivitäten und den notwendigen Infrastruktureinrichtungen auch indirekt induzierte Entwicklungen wie Migrationen der ortsansässigen Bevölkerung. Bei den Belastungen sind unterschiedliche räumliche und zeitliche Wirkungsebenen zu berücksichtigen, das heißt, daß sich touristische Aktivitäten am Ort selbst oder an anderen Orten (durch Abfallentsorgung auf dem Meer oder Emissionen) auswirken können sowie kurz-, mittel- und langfristige Effekte haben (BfN, 1997). Der Beeinträchtigungsgrad ist abhängig von der Intensität des Eingriffes, der ökologischen Empfindlichkeit des Standortes sowie von bereits bestehenden Belastungen des Raumes. Die durch Freizeit- und Erholungsaktivitäten bewirkten Umweltbeeinträchtigungen und -schädigungen vollziehen sich in einem langfristigen, schleichenden Prozeß (SRU, 1987, Tz. 2254).

1001. Freizeitaktivitäten können in Abhängigkeit von der Tätigkeit, z. B. Lagern, Spazierengehen, Schwimmen, Motorbootfahren, durch Tritt, Abbrechen von Pflanzen, physische Präsenz, Wasserverschmutzung, zur Veränderung von Pflanzengesellschaften, zur Vertreibung störungsempfindlicher Tiere sowie zu Bodenerosion und Eutrophierung führen, um nur einige Beispiele zu nennen. Eine detaillierte Gegenüberstellung von Auslösern, Wirkfaktoren und betroffenen Ökosystemen ist für einige Aktivitäten in der durch das Büro für Tourismus und Erholungsplanung durchgeführten Studie „Biodiversität und Tourismus", herausgegeben vom Bundesamt für Naturschutz (BfN, 1997), zu finden. Für Deutschland existiert eine genaue Beschreibung der potentiellen Umweltauswirkungen einzelner Aktivitäten in Abhängigkeit vom Landschaftstyp (SCHEMEL und ERBGUTH, 1998 und 1992). Aufgrund der hohen Nutzungsdichte ist für Deutschland neben den Wirkungen der einzelnen Aktivitäten die starke Spezialisierung der Freizeitsportaktivitäten relevant, die zu einer Verstärkung des Flächenanspruchs führt (SCHARPF, 1995).

Unter den in der freien Natur ausgeübten Aktivitäten ist der Skisport besonders umweltrelevant, da er als Massenphänomen in Erscheinung tritt und durch das Ausmaß an Infrastruktur (Lifttrassen, Aufstiegshilfen, Pisten, Loipen) und ihrer Unterhaltung (z. B. Pistenpräparation mit chemischen Stoffen) erhebliche Eingriffe in Natur und Landschaft zur Folge hat (SCHEMEL und ERBGUTH, 1998 und 1992; EUA, 1995). Nach Schätzungen der Deutschen Gesellschaft für Freizeit betreiben 5,25 Millionen Menschen in ihrer Freizeit Skisport (DGF, 1996). 17 Millionen Tagesausflüge werden allein zum Zweck des Skilaufs unternommen (TAB, 1997; HARRER, 1996).

Einem besonders starken Druck sind sowohl die Küsten als auch stehende und fließende Gewässer durch die große Anzahl von Wassersportlern ausgesetzt. In einigen Meeren (z. B. Mittelmeer) haben verschiedene sportliche Aktivitäten bereits zu Beeinträchtigungen von Flora und Fauna geführt. In Süßgewässern, insbesondere in naturnahen klaren Seen, kann es beispielsweise durch Aufwirbelung von Sedimenten zu ökologischen Belastungen (Eutrophierung) kommen. Umweltbelastungen im Uferbereich sind unter anderen das Zertreten der Ufervegetation beim Lagern und beim Ein- und Ausstieg, die mechanische Zerstörung von Wasserpflanzen, die Zerstörung von Fischlaich, die Störung von Brutvögeln usw.

Landschaftsbezogene Sportarten führen nicht nur als Massenphänomen zu Belastungen. An bestimmten (seltenen und empfindlichen) Standorten, z. B. Felsstandorten in den Mittelgebirgen, können bereits Aktivitäten von Einzelnen, z. B. beim Klettern, zu Beeinträchtigungen der Tier- und Pflanzenwelt führen.

1002. Die touristische Infrastruktur bedingt Flächenverbrauch, führt zur Zersiedlung und Zerschneidung von Lebensräumen und verursacht Bodenversiegelung (Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt", 1997, S. 64; SRU, 1987, Tz. 2176 ff.). Besonders flächenintensiv sind touristische Großvorhaben (Freizeitparke etc.), die – zusätzlich zur Versiegelung – auch zur Beeinträchtigung des Landschaftsbildes führen können sowie zeitlich und regional konzentrierte Verkehrsbelastungen verursachen (TAB, 1997; STRASDAS, 1992).

1003. Der freizeit- und tourismusinduzierte Verkehr trägt vor allem durch seine Kohlendioxid- und Stickstoffoxidemissionen zur Verstärkung des anthropogenen Treibhauseffektes und zur Ozonproblematik bei. Der Flugverkehr hat zwar mengenmäßig nur einen vergleichsweise geringen Anteil an den Emissionen des Gesamtverkehrs, doch wird von einer ge-

steigerten Wirksamkeit klimarelevanter Gase (wie NO_x) in Flugreisehöhe in der Atmosphäre ausgegangen (FICHERT, 1997; TAB, 1997; WOERZ, 1997). Hinzu kommt die Lärmbelastung des Verkehrs und der Flächenverbrauch für die Infrastruktur. In einigen Fremdenverkehrsregionen ist eine hohe Verkehrsbelastung vor allem durch die Kumulation von Urlaubs-, Kurzreise- und Ausflugsverkehr bedingt (GMBl. Nr. 26, 1997, S. 399). Durch den Pkw-Verkehr wird dort bereits die Attraktivität der Freizeiträume beeinträchtigt (z.B. Bodenseeraum, Schwarzwald, Harz) (BECKER et al., 1996; BTE, 1996).

1004. In jüngster Zeit sind auch die Auswirkungen des Tourismus auf die biologische Vielfalt Untersuchungsgegenstand (BfN, 1997). Der anthropogen verursachte Verlust von Lebensräumen, Arten und genetischer Vielfalt hält unvermindert an. Zahlreiche Untersuchungen belegen, daß der Tourismus einen erheblichen Anteil am Arten- und Lebensraumverlust hat (BfN, 1997). Weltweit sind durch die touristische Nutzung folgende Ökosystemtypen besonders stark betroffen: Durch den Küstentourismus sind vor allem Meeresinseln, Korallenriffe, küstennahe Meeresbereiche, Mangrovensümpfe, küstennahe Feuchtgebiete, Sandstrände und Küstendünen, durch den Gebirgstourismus die Hochgebirge (z.B. Himalaja, Alpen) betroffen. Der „Naturtourismus" beeinträchtigt außerdem Süßwasser-Ökosysteme, (ant-)arktische Küstenökosysteme und verschiedene andere Ökosysteme innerhalb von Schutzgebieten. Nicht zu vernachlässigen ist auch die Gefährdung von Tier- und Pflanzenarten durch direkte Entnahme. Eine Statistik der BfN von 1993 bis 1995 über Beschlagnahmungen geschützter Tier- und Pflanzenarten durch Bundesbehörden zeigt, daß sowohl die Anzahl der Fälle als auch die Mengen privater Souvenirs, insbesondere von Korallen, Schnecken, Muscheln und Kakteen, zugenommen haben (BMU, 1997a).

In vielen Räumen Europas gelten touristische Aktivitäten sogar als Hauptverursacher der kontinuierlichen Abnahme der biologischen Vielfalt. Überproportional hoch ist der touristische Druck auf die Küsten Europas (EUA, 1995). Zwischen 1900 und 1990 hat Europa 43 % seiner Küstendünen verloren, wobei Italien mit 80 % am stärksten betroffen ist, gefolgt von Spanien und Frankreich (BfN, 1997, S. 114).

1005. Eine Untersuchung von RATHS et al. (1995) für Deutschland hat ergeben, daß besonders in naturnahen Bereichen und in den Alpen die Auswirkungen der verschiedenen Formen touristischer beziehungsweise Erholungs- und Freizeitnutzung zentrale Gefährdungsfaktoren für verschiedene Biotoptypen darstellen. KORNECK und SUKOPP (1988) haben Tourismus und Freizeit als eine der wichtigsten Ursachen für den Artenrückgang der Farn- und Blütenpflanzen identifiziert.

1006. Die Betrachtung der nachteiligen Auswirkungen auf die Umwelt darf aber nicht darüber hinweg täuschen, daß gerade der Tourismus in vielen Gebieten, vor allem in Entwicklungs- und Schwellenländern, die für die Sicherung der biologischen Vielfalt von besonderer Bedeutung sind, zu deren Erhaltung beiträgt, indem andere nicht umweltgerechte Nutzungen zurückgedrängt werden (AGÖT, 1995). Nach Angaben des Bundesamtes für Naturschutz ist der „Ökotourismus" zu einem der wichtigsten Instrumente des Naturschutzes geworden (BfN, 1997). Auch in Europa und in Deutschland kann der Tourismus, insbesondere in peripheren und strukturschwachen Räumen, mit positiven Auswirkungen auf die Umwelt verbunden sein. Die Kooperation von Tourismus und Landwirtschaft, z. B. durch Verwendung von regionalen Produkten im Tourismus, hat in einigen Regionen dazu geführt, daß Kulturlandschaften als abwechslungsreiche Urlaubslandschaften erhalten und wirtschaftlich stabilisiert werden (SRU, 1996b, Tz. 146). Darüber hinaus können positive Auswirkungen erzielt werden, wenn Gebiete zwecks Erhöhung der touristischen Attraktivität ökologisch stabilisiert oder gar aufgewertet werden, z.B. Bergbaufolgelandschaften.

3.4.4 Maßnahmen und Instrumente für eine dauerhaft umweltgerechte Freizeit- und Tourismusentwicklung

1007. Da einerseits touristische und sportliche Aktivitäten Natur und Landschaft belasten, andererseits naturnahe Landschaften und eine intakte Umwelt wesentliche Wirtschaftsgrundlagen der Freizeit- und Tourismusindustrie darstellen, ist vor allem eine Strategie für eine dauerhaft umweltgerechte Freizeit- und Tourismusentwicklung erforderlich. Diese versucht in verantwortungsvoller Weise nachteilige Umweltwirkungen und sozio-kulturelle Veränderungen zu minimieren. Dauerhaft umweltgerechter Tourismus entspricht inhaltlich dem Begriff „sanfter Tourismus", sofern dieser nicht im Sinne eines alternativen touristischen Segments (wie Ökotourismus), sondern als eine generelle Umorientierung der Tourismuspolitik verstanden wird (BECKER et al., 1996). Allerdings ist dem älteren Begriff des „sanften Tourismus" noch nicht der zentrale Aspekt des „Gestaltungsrechts zukünftiger Generationen", wie er auf der Konferenz von Rio de Janeiro 1992 formuliert wurde, inhärent. MÜLLER (1997) hat diesen Aspekt in seiner Definition aufgegriffen. Nach dieser besteht das Zielsystem, dem eine dauerhaft umweltgerechte touristische Entwicklung unterliegt, aus sechs Teilzielen: der wirtschaftliche Wohlstand (1), das subjektive Wohlbefinden der einheimischen Bevölkerung des betreffenden Raumes (2) und die Befriedigung der Gästewünsche (3); Voraussetzung dafür sind sowohl eine „intakte" Natur (4) als auch eine „intakte" Kultur (5). Darüber hinaus ist das Gestaltungsrecht zukünftiger Generationen sicherzustellen (6) (zum Begriff einer dauerhaft umweltgerechten Freizeitgestaltung siehe SCHEMEL und ERBGUTH, 1998).

Die Notwendigkeit einer dauerhaft umweltgerechten touristischen Entwicklung und der daraus resultierende Steuerungsbedarf werden zunehmend von den beteiligten privaten und staatlichen Akteuren sowohl auf internationaler und nationaler als auch auf lokaler Ebene erkannt. Dieser Erkenntnis steht jedoch ein beträchtlicher Handlungsbedarf gegenüber. Daher sind Anstrengungen aller Akteure erforderlich, um die bestehenden Defizite abzubauen. Auf

einige politische Entwicklungen der neueren Zeit wird nachfolgend eingegangen.

1008. Trotz der beachtlichen Dynamik der Tourismusentwicklung in den vergangenen Jahren und der wirtschaftlichen Bedeutung, vor allem für die Entwicklungsländer, wurde der Tourismus auf der Konferenz von Rio de Janeiro nur am Rande aufgegriffen und ist in den Rio-Dokumenten von 1992 nur punktuell thematisiert. Gleichwohl haben die Konferenz von Rio de Janeiro und die Agenda 21 neue Impulse in diesem Bereich gegeben. 1995 fand erstmals eine Weltkonferenz für nachhaltigen Tourismus auf Lanzarote statt, die von der UNESCO in Zusammenarbeit mit der spanischen Regierung veranstaltet wurde. Ergebnis der Veranstaltung war die Verabschiedung einer 18-Punkte-Charta für nachhaltigen Tourismus, die aber völkerrechtlich nicht verbindlich ist (BfN, 1997; BMU, 1997b). Sowohl das Umweltprogramm der Vereinten Nationen (UNEP), das 1995 erstmals die Umweltleitlinien im Bereich des Tourismus (Environmental Code of Conduct for Tourism) veröffentlicht hat, als auch die gemeinsam von der Welt-Tourismus-Organisation, dem World Travel and Tourism Council (WTTC) und dem Earth Council vorgelegte „Agenda 21 for the Travel and Tourism Industry" dokumentieren die international zunehmende Sensibilität für tourismusinduzierte Umweltprobleme.

1009. Besonderes Augenmerk verdienen die Initiativen zur Erarbeitung spezieller Abkommen über dauerhaft umweltgerechten Tourismus wie das Tourismusprotokoll unter dem Dach der Alpenkonvention, der Antarktisvertrag und die Konvention über die biologische Vielfalt, in deren Rahmen die Erarbeitung eines Tourismusprotokolls diskutiert wird. In der Vergangenheit wurde der Tourismus lediglich von regionalen und globalen Abkommen des Natur- und Umweltschutzes (z.B. Ramsar-Konvention über Feuchtgebiete 1971, FFH-Richtlinie) berücksichtigt. Diese berühren bestimmte touristische Aktivitäten oder haben bestimmte Ökosysteme (Mittelmeer) zum Inhalt, die für den Tourismus wichtig sind (BfN, 1997).

1010. Einen wichtigen Ansatz für die Erarbeitung internationaler Regeln und Grundsätze eines dauerhaft umweltgerechten Tourismus stellt das „Übereinkommen über die biologische Vielfalt" dar, das zwischenzeitlich von über 170 Staaten ratifiziert wurde und Vorgaben auch für touristische Aktivitäten enthält (z.B. Artikel 6, 7, 8 und 14). Das Bundesumweltministerium setzt sich maßgeblich für die Erarbeitung eines Tourismusprotokolls innerhalb der Konvention ein. Im Vorfeld der Internationalen Tourismusbörse (ITB) 1997 hat das BMU eine internationale Konferenz zum Thema „Biologische Vielfalt und Tourismus" veranstaltet, in deren Rahmen die Berliner Erklärung (1997) verabschiedet worden ist. Sie enthält in der Präambel und in den insgesamt 21 Artikeln allgemeine und spezifische Grundsätze eines „nachhaltigen, umwelt- und naturverträglichen" Tourismus. Auch wenn die Berliner Erklärung zu Recht nur als eine Absichtserklärung voller Allgemeinplätze kritisiert wird, muß ihr zugleich ein Symbolcharakter zuerkannt werden (HEINZE und KILL, 1997).

Der Vorschlag der Bundesregierung, das Thema Tourismus auch von der Kommission für nachhaltige Entwicklung der Vereinten Nationen (Commission on Sustainable Development – CSD) aufgreifen zu lassen, ist in der Sondergeneralversammlung in New York 1997 auf Zustimmung getroffen. Im Arbeitsprogramm der CSD ist vorgesehen, sich im Jahr 1999 mit dem Thema intensiver zu befassen. In Kooperation mit der Welt-Tourismus-Organisation, UNCTAD, UNEP und den Mitgliedern der Konvention zur Biodiversität soll ein internationales handlungsorientiertes Programm entwickelt werden (BMU, 1997c; UN General Assembly, 1997). Es gilt dabei zu prüfen, wie eine sinnvolle Aufgaben- beziehungsweise Arbeitsverteilung zwischen der CSD und der Vertragsstaatenkonferenz (VSK) erfolgen kann.

1011. Einen Ansatz auf regionaler Ebene bietet das Tourismusprotokoll im Rahmen der Alpenkonvention, die von den Alpenanrainerstaaten zur Erhaltung und zum Schutz der alpinen Umwelt abgeschlossen wurde. Nachdem auf der letzten Alpenkonferenz im Januar 1996 keine Einigung hinsichtlich des Tourismusprotokolls erzielt werden konnte, ist der Protokollentwurf nochmals überarbeitet worden. Die Unterzeichnung des überarbeiteten Protokollentwurfs ist während der nächsten Alpenkonferenz im Frühjahr 1998 vorgesehen. Die an sich fortschrittlichen Ziele eröffnen allerdings durch oft vage Formulierungen große Auslegungsspielräume. Insbesondere ist zu kritisieren, daß zentrale Begriffe wie „umweltverträglicher Tourismus", „Ruhezonen", „intensiver und extensiver Tourismus" unbestimmt bleiben (Protokoll, Tourismus i.d.F. vom Dezember 1996; UBA, 1995). Unbefriedigend geregelt ist auch die „Kontrolle der Einhaltung der Protokollpflichten" (Art. 25), die zwar den weiteren Steuerungsbedarf sichtbar macht, aber – wie bei anderen supranationalen Abkommen – kein wirksames Sanktionspotential beinhaltet. Um eine qualitative Verbesserung zu erreichen, ist es daher notwendig, das Tourismusprotokoll so wie andere Protokolle der Alpenkonvention stetig weiterzuentwickeln und „regionsspezifisch" auszudifferenzieren (BÄTZING, 1997).

Trotz der fortschreitenden politischen Etablierung der Konvention macht die Umsetzung in den Gemeinden und Regionen der Alpen nur langsam Fortschritte. Aus diesem Grund hat die Internationale Alpenschutzkommission (CIPRA) in Kooperation mit dem Alpenforschungsinstitut und mit finanzieller Unterstützung der Europäischen Union begonnen, ein Netzwerk von Modellregionen und -gemeinden aufzubauen (CIPRA, 1997). Außerhalb dieser Modellregionen ist jedoch kein generelles Umdenken festzustellen.

1012. Innerhalb der Europäischen Union sind spezifische Aktivitäten mit dem Ziel eines dauerhaft umweltgerechten Tourismus zu beobachten. Allerdings gibt es keine formellen Abkommen, die das Verhältnis Naturschutz und Tourismus betreffen (BfN, 1997, S. 197). Im 5. EU-Umweltaktionsprogramm wird der Tourismus als ein zentrales Handlungsfeld benannt, in dem der Grundsatz der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung umzusetzen ist. Der Bericht über die Umsetzung zeigt jedoch, daß trotz der Aufmerksam-

keit, die dem Thema auf programmatischer Ebene gezollt wird, nur geringe Fortschritte bei der Integration von Umweltaspekten in tourismusrelevante Politikbereiche erzielt worden sind. Auch im Grünbuch Tourismus hebt die EU die Bedeutung des Tourismus für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung hervor (EG, 1995). Gleichwohl liegt der Schwerpunkt des Dokuments in der Betonung wirtschaftlicher Aspekte. Dagegen sind Empfehlungen des Europäischen Parlaments zum Grünbuch weitgehend unberücksichtigt geblieben (Ö. T. E., 1995). Auch die Arbeitsgruppe nationaler Sachverständiger zu Umwelt und Tourismus des Europarats hat sowohl generelle „Empfehlungen zu einer Politik der Entwicklung eines umweltfreundlichen nachhaltigen Tourismus" erarbeitet als auch spezifische Empfehlungen für Küsten- und geschützte Gebiete publiziert (Council of Europe, 1997, 1995, 1994).

1013. In Deutschland gibt es eine Vielzahl staatlicher, halbstaatlicher und privater Akteure auf den unterschiedlichen politischen Ebenen, die sich intensiver mit dem Thema Umwelt und Tourismus beschäftigt haben. Auf Initiative des Bundestagsausschusses für Fremdenverkehr und Tourismus wird derzeit vom Büro für Technikfolgenabschätzung beim deutschen Bundestag in Zusammenarbeit mit verschiedenen fachlich relevanten Einrichtungen eine Studie zu den Themen Technik, Ökonomie, Wertorientierung, Einstellung und Verhalten, Umwelt und Politik erarbeitet (TAB, 1997); hierin werden die verschiedenen Akteure und deren Verflechtungen dargestellt.

1014. Obgleich die Federführung für tourismuspolitische Angelegenheiten beim Bundesministerium für Wirtschaft liegt, ist das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit für die Schnittstelle zwischen den tourismusrelevanten Fachpolitiken und der Umweltpolitik von zentraler Bedeutung. Es ist bestrebt, das Steuerungsinstrumentarium weiterzuentwickeln und damit die touristischen Anbieter bei der Implementation von Umwelterfordernissen in ihrem Geschäftsbetrieb zu unterstützen. In diesem Zusammenhang werden die bislang eingesetzten allgemeinen ordnungsrechtlichen und ökonomischen Instrumente durch sogenannte weiche Instrumente wie Leitfäden und Umweltkriterienkataloge, Wettbewerbe und Gütesiegel, Fördermaßnahmen, Forschungsförderung sowie Kooperationslösungen und Selbstverpflichtungen ergänzt.

In die letzte Kategorie kann die Initiative „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland" des Bundesumweltministeriums eingeordnet werden (vgl. Tz. 111 f.). Im Rahmen dieser Initiative befaßt sich der Arbeitskreis „Schutz des Naturhaushaltes" unter anderem mit dem Thema „Tourismus, Freizeit und Sport". Der jüngste Vorstoß in Richtung Kooperation ist die Umwelterklärung der Tourismus-Wirtschaft, die mit Unterstützung des Bundesumweltministeriums und unter wissenschaftlicher Begleitung des Deutschen Wirtschaftswissenschaftlichen Instituts für Fremdenverkehr im Oktober 1997 beschlossen wurde. In dieser Selbstverpflichtung erkennen die Spitzenverbände und -organisationen des deutschen Tourismus ihre Umweltverantwortung an und bekennen sich explizit zur Notwendigkeit einer nachhaltigen Entwicklung und ökologisch verantwortlichen Tourismuspolitik.

1015. Durch den Entwurf der Bundesregierung zur Erweiterung des Anwendungsbereiches des Umweltauditgesetzes sind die Voraussetzungen für den Einsatz eines weiteren Instruments für eine dauerhaft umweltverträgliche Gestaltung des Tourismus geschaffen worden (s. Tz. 335). Die Novelle ermöglicht der kommunalen Verwaltung, und damit auch den Tourismusgemeinden, sowie den Reiseveranstaltern die Teilnahme am Öko-Audit. Bislang haben diese zwar punktuell wichtige Umweltschutzmaßnahmen durchgeführt, jedoch handelte es sich dabei häufig um voneinander isolierte Maßnahmen (BEHRENS-EGGE, 1997), die sich im Verhältnis zum gesamten umweltrelevanten Verhalten der Tourismusgemeinden und Reiseveranstalter nur schwer bewerten ließen. An diesem Punkt setzt das Umwelt-Audit ein, das die gesamte Dienstleistung einbezieht und daraufhin prüft, ob die Umweltleistungen ständig verbessert werden. Darüber hinaus kann das Öko-Audit als Kriterium für die Vergabe eines kommunalen Umweltgütesiegels dienen (BEHRENS-EGGE, 1997). Die Reaktionen der Tourismuswirtschaft auf dieses neue Instrument sind unterschiedlich, so daß Aussagen über die Wirkungen des Öko-Audits zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht möglich sind. Die Kriterien, die für die Bewertung beim Audit herangezogen werden, können auch bei der Durchführung von Wettbewerben angewendet werden und deren Bewertung erleichtern.

1016. Der Politik steht eine Vielzahl unterschiedlicher Instrumente zur Verfügung, um die Gestaltung des Tourismus zu beeinflussen (TAB, 1997; BECKER et al., 1996; BRENDLE und MÜLLER, 1996). Defizite ergeben sich zum einen durch die unzureichende Implementation vorhandener Instrumente (z. B. Landschaftspläne) und Lösungsstrategien (z. B. im Verkehrsbereich) aufgrund entgegenstehender wirtschaftlicher Interessen. Zum anderen entstehen Defizite dadurch, daß die Vielzahl der Instrumente zu wenig aufeinander abgestimmt ist, einige Instrumente ungenügend auf ihre Anwendungsmöglichkeiten hin gestaltet sind (z. B. Raumordnung und Landesplanung) sowie die Abstimmung zwischen den Ressorts beim Einsatz einzelner Instrumente unzureichend ist (TAB, 1997).

1017. Ein Beispiel für die mangelhafte Implementation vorhandener Instrumente ist die Tatsache, daß der überwiegende Teil der großen Fremdenverkehrsgemeinden in Deutschland nach wie vor über keinen Landschaftsplan verfügt (SCHARPF, 1996; SRU, 1987). Dabei bietet die Landschaftsplanung durch die Verbindung von Naturschutz und Erholung die Möglichkeit, Vorschläge zur Nutzung des Raumes für die Erholung aus einem ökosystemaren Zusammenhang heraus zu entwickeln (KIEMSTEDT und SCHARPF, 1989; SRU, 1987). Von privaten Investoren und öffentlichen Gebietskörperschaften wird die Landschaftsplanung offensichtlich jedoch eher als eine Verhinderungsplanung angesehen (SCHARPF, 1996).

1018. Für den Bereich Verkehr hat eine Studie des Büros für Tourismus- und Erholungsplanung (BTE, 1996) die in zahlreichen deutschen Fremdenverkehrsregionen und -orten bereits in der Erprobungsphase befindlichen Strategien zur Entlastung von Verkehrsmengen des Ausflugs- und Urlaubsverkehrs analysiert. Die Analyse zeigt, daß diese aus verschiedenen Gründen lediglich marginale Entlastungen gebracht haben. In den Zielgebieten werden vorwiegend verkehrsplanerische Strategien (Ortsumfahrungen, Verkehrsberuhigungen etc.) entwickelt und umgesetzt. Die Entlastungswirkung dieser Maßnahmen wird von den Autoren aber nur als gering eingeschätzt, da auf Restriktionen gegenüber dem Pkw-Verkehr verzichtet wird. Die langen Anfahrtswege werden hierdurch nicht vermieden, und die gewählten Maßnahmen sind eher dazu geeignet, zusätzlichen Verkehr zu induzieren. Ursache dafür, daß lediglich zurückhaltende Maßnahmen vorgesehen sind, ist unter anderem der spürbare Rückgang bei den Übernachtungen. Die Fremdenverkehrsgemeinden und -regionen sind wenig geneigt, die Pkw-Mobilität einzuschränken, um insbesondere Tagesausflügler nicht abzuschrecken (BTE, 1996).

1019. Die mangelnde Abstimmung bei der Anwendung von Instrumenten spiegelt sich insbesondere bei den Fördermitteln und -maßnahmen wider. Tourismusrelevante Förderprogramme dienen in der Regel tourismusfremden Zielen wie der Entwicklung und strukturellen Verbesserung wirtschaftlich schwacher Räume oder der Verfolgung sozial- beziehungsweise familienpolitischer Ziele (BECKER et al., 1996; BRENDLE und MÜLLER, 1996). So hat die angespannte Lage in der Gesamtwirtschaft den Fremdenverkehr aufgrund seiner wirtschaftlichen Bedeutung stärker ins Zentrum der wirtschaftspolitischen Aufmerksamkeit gerückt. Tourismus wird insbesondere in strukturschwachen Räumen als Möglichkeit gesehen, Arbeitsplätze zu schaffen. Das hat dazu geführt, daß der Tourismus über die Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der regionalen Wirtschaftsstruktur" und mit Mitteln anderer Förderprogramme (u.a. Eigenkapitalhilfeprogramm, European Recovery Programme, Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes", Beteiligungsfonds Ost sowie steuerliche Förderung) massiv gefördert wurde (BRENDLE und MÜLLER, 1996). Diese Förderpolitik war dabei weitgehend auf sogenannte produktive Investitionen ausgerichtet, wie Hotels, Pensionen, Ferienanlagen, Wasserversorgungs- und Abwasserbehandlungsanlagen, Reiterhöfe (Drucksache 13/8107). Daher wurden Übernachtungskapazitäten erheblich ausgebaut, obwohl die Übernachtungszahlen nicht im selben Umfang gestiegen sind (Drucksache 13/8107; StBA, 1997a und b). Außer der Kritik, daß die Förderung teilweise an den Markterfordernissen vorbeigeht und zu stark auf quantitatives Wachstum und Infrastruktur abzielt, wird bemängelt, daß sich die Förderung an politischen Grenzen statt an touristischen Regionen orientiert, daß sie zu breit gestreut wird, zu wenig ergebnisorientiert erfolgt, zu ineffizient ist und darüber hinaus zu selten evaluiert wird (TAB, 1997; SCHARPF, 1996).

3.4.5 Schlußfolgerungen und Handlungsempfehlungen

1020. Insgesamt zeigt sich, daß die Integration von Umweltbelangen in Freizeit und Tourismus auf der Ebene wissenschaftlicher Erkenntnisse und teilweise auch in programmatischer Hinsicht zwar Fortschritte gemacht hat, in der Praxis jedoch immer noch unbefriedigend erfolgt. Die vorhandenen Ansätze auf internationaler Ebene sind von unterschiedlichem, meist geringem Konkretisierungs- und Verpflichtungsgrad, was sich unter anderem daran zeigt, daß eine Vielzahl von Empfehlungen existiert, jedoch kaum bindende Abkommen vorhanden sind. Das bedeutet, daß „nach geltendem internationalen Recht der umweltverträgliche Tourismus nur indirekt und punktuell geregelt ist, nicht aber gezielt und umfassend" (BfN, 1997, S. 247). Trotz verschiedener gesetzlicher Regelungen fehlt es in einer Reihe von Zielländern häufig an deren Umsetzung beziehungsweise an deren effektiven Kontrolle. Um eine stärkere Integration von Umweltschutz und Tourismus zu erreichen, ist es notwendig, das vorhandene internationale umweltpolitische Instrumentarium (darunter die genannten Abkommen) auszuschöpfen und weiterzuentwickeln, um damit auch in den Zielländern auf eine ökologisch verträgliche Tourismusentwicklung hinzuwirken. Überdies sollte die deutsche Tourismuswirtschaft ihre starke Marktposition als Beitrag zu einer umweltgerechten Tourismusentwicklung und Internationalisierung hoher Umweltstandards nutzen (TEMPEL, 1994).

1021. Bereits gegenwärtig übt die Europäische Union, zum Beispiel über die Tourismusförderung (LIFE, LEADER) und verschiedene Richtlinien, Einfluß auf den nationalen Tourismus und die nationale Tourismuspolitik aus (KOM (97) 332; TAB, 1997, S. 151). Im Hinblick auf die europaweite Bedeutung des Freizeit- und Tourismusbereichs sollte dieser Einfluß weiter ausgebaut und auch auf europäischer Ebene – unter Beachtung des Subsidiaritätsprinzips – ein schlüssiges Konzept für den gesamteuropäischen Raum erarbeitet werden (BRENDLE und MÜLLER, 1996). Die bisher getroffenen Maßnahmen werden der grenzüberschreitenden Umweltproblematik nicht gerecht.

1022. Die in Abschnitt 3.4.4 genannten Bemühungen um die Planung und Steuerung des Tourismus, die von Teilen der Tourismusbranche, verschiedenen staatlichen und privaten Organisationen sowie Einzelpersonen in Deutschland unternommen worden sind, stehen weitgehend ohne Verknüpfung nebeneinander. In Zukunft sollten deshalb vermehrt Möglichkeiten zu abgestimmten Aktionen wahrgenommen werden. Sowohl die Tourismuspolitik als auch die Umweltpolitik ist eine Querschnittsaufgabe. Sie betrifft eine große Zahl von Politikfeldern und involvierten gesellschaftlichen Akteuren, die im Zusammenhang mit tourismuspolitischen Maßnahmen von Bedeutung sind. Eine intensive Kommunikation für ein koordiniertes Vorgehen ist daher unabdingbar. Sowohl auf horizontaler Ebene (einzelne Ressorts) als auch im Verhältnis zwischen Bund, Ländern und Gemeinden sowie im Verhältnis zu nichtstaatlichen Akteuren fehlt es jedoch an institutionellen und prozeduralen Rahmenbedingungen (TAB, 1997). So befas-

sen sich fast alle Bundesministerien mit Fragen des Tourismus, ohne daß eine Abstimmung zwischen den Ressorts erfolgt (TAB, 1997; OPASCHOWSKI, 1996). In diesem Zusammenhang wird derzeit der Vorschlag des Bundestags diskutiert, einen „Nationalen Bericht nachhaltiger Tourismus" zu erarbeiten. Von einem solchen Bericht wird nicht nur eine Verbesserung der Informationslage, sondern auch eine bessere Koordination zwischen den Aktivitäten der Ministerien erwartet. Zur weiteren Verbesserung der Kommunikation und der Abstimmung wird ferner die temporäre Einrichtung einer „Länderarbeitsgemeinschaft Nachhaltiger Tourismus" debattiert. Ein weiteres Defizit in bezug auf die institutionellen Rahmenbedingungen stellt die geringe Personalausstattung der zuständigen Behörden dar, die einer Bewältigung des vielfältigen Aufgabenspektrums enge Grenzen setzt. Konzeptionelle sowie andere Aufgaben, wie die kontinuierliche Beobachtung der Entwicklungen auf europäischer Ebene, unterbleiben weitgehend. Eine personelle Verstärkung in den betreffenden Behörden ist folglich dringend erforderlich.

1023. Die Darstellung der Förderpolitik hat einerseits gezeigt, daß die einzelbetriebliche Förderung im Tourismusgewerbe sowie die steuerliche Förderung der Immobilieninvestitionen unkoordinierte Entwicklungen ohne ausreichende Verzahnung mit den Entwicklungen in benachbarten Bereichen bewirken. Andererseits wird deutlich, daß umweltpolitische Aspekte im Vergleich zu den wirtschaftspolitisch motivierten Förderzielen keine Rolle spielen. Eine Umorientierung der Förderpolitik ist daher dringend notwendig. Diese sollte zwischen den Ressorts abgestimmt, von adäquater Dauer sowie stärker auf Umsetzung ausgerichtet sein und vor allem Regionen und Kommunen fördern, die über ein nach dem „Bottom-up"-Prinzip entwickeltes Tourismusleitbild verfügen. Insbesondere eine begleitende Förderung von Maßnahmen, die dazu beitragen, die Kooperation zwischen den Akteuren zu verbessern und die zur Entwicklung regionaler Tourismuskonzepte führen, hat positive Ergebnisse erbracht. Offene Tourismusforen, von neutralen Moderatoren begleitet, haben sich bei der Durchführung dieser Maßnahmen als zweckmäßig erwiesen (Rhön, Hohes Venn) (BT-Drs. 13/8107; POPP, 1997).

1024. Die neuen naturnahen Freizeitaktivitäten lösen Konflikte aus, die den Natur- und Umweltschutz vor neue Herausforderungen stellen. Die Lösung dieser Konflikte ist auch deshalb komplizierter geworden, weil ein zunehmender Teil der Sport- und Erholungsaktivitäten individuell oder über kommerzielle Anbieter ausgeübt wird. Traditionelle Steuerungsmechanismen, etwa über Vereine, verlieren dadurch an Wirkung. Ein gezieltes Engagement der Vereine für Maßnahmen im Bereich der Umweltaufklärung, die sich an nichtorganisierte Sportler wenden, könnte diesem Wirkungsverlust in einigen Bereichen entgegenwirken. Die zunehmende öffentliche Diskussion der Sport-Umwelt-Problematik, sowohl auf politischer Ebene als auch in den Sportorganisationen, zeigt positive Auswirkungen. So ist die Kommunikation zwischen den Akteuren intensiver geworden und das Bestreben von landschaftsorientierten Sportverbänden festzustellen, durch eigenverantwortliches Handeln zur Bewältigung von Konflikten beizutragen (SCHEMEL und ERBGUTH, 1998). Die Kommunikation mit der Freizeitindustrie ist zu intensivieren, um nachteilige Umweltwirkungen neuer Entwicklungen und Aktivitäten noch vor ihrer Realisierung abschätzen sowie auf eine Minimierung hinwirken zu können. STRASDAS (1994) schlägt in diesem Zusammenhang die Einführung von Öko-Bilanzen für Produkte und Aktivitäten auf freiwilliger Basis vor. Erste Schritte in diese Richtung sind durch das Kooperationsprojekt des Deutschen Sportbundes, des Deutschen Naturschutzrings und des Bundesumweltministeriums gemacht worden, das sich zum Ziel gesetzt hat, bei der Freizeitindustrie auf die Erarbeitung eines „Öko-TÜVs" für die Planung und Herstellung von Sport- und Freizeitgeräten sowie von Produktinformationen hinzuwirken (BMU, 1997d).

1025. Da Freizeitaktivitäten über eine Informations- und Öffentlichkeitsarbeit nur begrenzt steuerbar sind, ist die Anwendung einer Vielzahl weiterer Maßnahmen und Instrumente notwendig. Bei der Auswahl der Maßnahmen sind mögliche Verdrängungseffekte zu beachten. Ein wichtiges Instrument im Sinne der Vorsorge ist die Landschaftsplanung (SRU, 1987). Mit ihrer Hilfe kann die Landnutzung an die jeweiligen naturräumlichen Voraussetzungen angepaßt und eine Zonierung der Landschaft in Bereiche abgestufter Nutzungsintensität erfolgen (Naturvorrangräume, Naturerholungsräume). Eine stärkere Verknüpfung der Landschaftsplanung mit der Fremdenverkehrsplanung ist dabei erforderlich.

Um den Nutzungsdruck in geschützten Gebieten zu mindern, dürfen dort nach Auffassung des Umweltrates besonders umweltschädigende Freizeitaktivitäten (z. B. Mountainbiking, Klettern) nicht zugelassen werden. Durch Lenkungsmaßnahmen muß der allgemeine Besucherverkehr räumlich und zeitlich auf weniger empfindliche Bereiche begrenzt werden. Im Wege der räumlichen Planung sollten für besonders empfindliche und schützenswerte Gebiete ökologisch weniger empfindliche Ersatzräume angeboten werden. Des weiteren ist eine Überprüfung bestehender Nutzungen auf ihre Umweltverträglichkeit hin vorzunehmen und gegebenenfalls ein Ausgleich zu schaffen. Ebenso ist eine Weiterentwicklung der Umweltverträglichkeitsprüfung für alle großflächigen Freizeitanlagen anzustreben. Zusätzlich zu diesen Maßnahmen sind geeignete Naherholungsräume in Siedlungsnähe bereitzustellen. Dies kann z. B. durch die Aufwertung ausgeräumter Landschaften durch landschaftsgestaltende Maßnahmen erreicht werden.

1026. Ein weiteres Instrument für die Ausrichtung des Tourismus in Richtung auf eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung stellt das Umwelt-Audit dar. Durch die für das Umwelt-Audit notwendige Bestandsaufnahme und Analyse der Umweltauswirkungen sowie durch das Maßnahmenprogramm und dessen regelmäßige Überprüfung ist es den Kommunen möglich, ihre ökologischen Konfliktfelder und ihre ökonomischen Einsparpotentiale zu erkennen. Allerdings ist davon auszugehen, daß eine Vielzahl kleiner und mittelständischer Betriebe der Tourismusbranche, aber auch kleinere Gemeinden aufgrund

der Kosten nicht in der Lage sein werden, ein solches Audit durchzuführen. Ein vom Umweltbundesamt vergebenes Forschungsprojekt („Maßnahmen und Methoden zur ökologischen Selbstkontrolle für die Tourismusbranche") hat zum Ziel, das Potential des Umwelt-Audits als Instrument der Selbststeuerung im Tourismus zu untersuchen.

1027. Trotz des hohen Anteils am gesamten Personenverkehr und erheblichen Zuwachsraten werden die Bedeutung des Freizeitverkehrs und die damit verbundenen hohen Umweltbelastungen unterschätzt (MÜLLER und STETTLER, 1997). Aufgrund der dispersen Verteilung ist eine gezielte Lenkung im Bereich Freizeitverkehr wesentlich schwieriger als beim Pendlerverkehr. Für eine wirksame Reduktion der Verkehrsbelastung bedarf es einer Vielzahl sich gegenseitig stützender Maßnahmen (MÜLLER und STETTLER, 1997). Eine Übersicht über verschiedene Entlastungsmaßnahmen vermittelt der Katalog des Büros für Tourismus und Erholungsplanung (BTE, 1996, S. 75–80). Der Umweltrat hat seine Vorstellungen zur Verminderung der nachteiligen Umweltauswirkungen des rasch wachsenden Pkw- und Flugverkehrs im Umweltgutachten 1996 dargelegt (SRU, 1996a, Abschn. 5.4.2).

1028. Die Forschung im Bereich Tourismus ist in einer Phase angelangt, in der allgemeine Analysen der ökologischen und sozialen Folgen einer überbordenden touristischen Entwicklung bereits vorhanden sind und inzwischen zahlreiche Anforderungskataloge an die touristische Entwicklung bestehen (HEINZE und KILL, 1997; SCHARPF, 1996). Zur Verbesserung der Datenbasis im Bereich Freizeit und Tourismus sollten geeignete Indikatoren berücksichtigt und entsprechende Daten erhoben werden; dabei ist auch die ökologische Umweltbeobachtung zu nutzen. Derzeit ist aufgrund der eingeschränkten Vergleichbarkeit tourismusstatistischer Daten weder eine exakte Quantifizierung der weltweiten Tourismusströme noch eine Differenzierung in verschiedene Reisearten (Urlaubs-, Erholungs-, Geschäfts- und Bildungsreisen usw.) möglich. Daher begrüßt der Umweltrat die gemeinsamen Bemühungen der Welt-Tourismus-Organisation, der OECD sowie von EUROSTAT um eine größere Einheitlichkeit der internationalen Tourismusstatistik. Um den vielfältigen Aspekten des Tourismus gerecht zu werden, darf die Tourismusforschung überdies nicht auf bestimmte Sektoren beschränkt bleiben, sondern muß systemübergreifende, ganzheitliche Problemanalysen erarbeiten (TAB, 1997). Auch wenn die Datenlage zum Thema Umwelt, Freizeit und Tourismus in vielerlei Hinsicht defizitär ist und die Forschungsarbeiten weiter vorangetrieben werden müssen, so steht aber die Notwendigkeit zum Handeln außer Frage.



Anhang

Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Vom 10. August 1990

§ 1

Zur periodischen Begutachtung der Umweltsituation und Umweltbedingungen der Bundesrepublik Deutschland und zur Erleichterung der Urteilsbildung bei allen umweltpolitisch verantwortlichen Instanzen sowie in der Öffentlichkeit wird ein Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gebildet.

§ 2

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen besteht aus sieben Mitgliedern, die über besondere wissenschaftliche Kenntnisse und Erfahrungen im Umweltschutz verfügen müssen.

(2) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dürfen weder der Regierung oder einer gesetzgebenden Körperschaft des Bundes oder eines Landes noch dem öffentlichen Dienst des Bundes, eines Landes oder einer sonstigen juristischen Person des öffentlichen Rechts, es sei denn als Hochschullehrer oder als Mitarbeiter eines wissenschaftlichen Instituts, angehören. Sie dürfen ferner nicht Repräsentanten eines Wirtschaftsverbandes oder einer Organisation der Arbeitgeber oder Arbeitnehmer sein, oder zu diesen in einem ständigen Dienst- oder Geschäftsbesorgungsverhältnis stehen; sie dürfen auch nicht während des letzten Jahres vor der Berufung zum Mitglied des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen eine derartige Stellung innegehabt haben.

§ 3

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen soll die jeweilige Situation der Umwelt und deren Entwicklungstendenzen darstellen. Er soll Fehlentwicklungen und Möglichkeiten zu deren Vermeidung oder zu deren Beseitigung aufzeigen.

§ 4

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen ist nur an den durch diesen Erlaß begründeten Auftrag gebunden und in seiner Tätigkeit unabhängig.

§ 5

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt während der Abfassung seiner Gutachten den jeweils fachlich betroffenen Bundesministern oder ihren Beauftragten Gelegenheit, zu wesentlichen sich aus seinem Auftrag ergebenden Fragen Stellung zu nehmen.

§ 6

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu einzelnen Beratungsthemen Behörden des Bundes und der Länder hören, sowie Sachverständigen, insbesondere Vertretern von Organisationen der Wirtschaft und der Umweltverbände, Gelegenheit zur Äußerung geben.

§ 7

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen erstattet alle zwei Jahre ein Gutachten und leitet es der Bundesregierung jeweils bis zum 1. Februar zu. Das Gutachten wird vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen veröffentlicht.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen kann zu Einzelfragen zusätzliche Gutachten erstatten oder Stellungnahmen abgeben. Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit kann den Rat von Sachverständigen für Umweltfragen mit der Erstattung weiterer Gutachten oder Stellungnahmen beauftragen. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen leitet Gutachten oder Stellungnahmen nach Satz 1 und 2 dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit zu.

§ 8

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit nach Zustimmung des Bundeskabinetts für die Dauer von vier Jahren berufen. Wiederberufung ist möglich.

(2) Die Mitglieder können jederzeit schriftlich dem Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit gegenüber ihr Ausscheiden aus dem Rat erklären.

(3) Scheidet ein Mitglied vorzeitig aus, so wird ein neues Mitglied für die Dauer der Amtszeit des ausgeschiedenen Mitglieds berufen; Wiederberufung ist möglich.

§ 9

(1) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wählt in geheimer Wahl aus seiner Mitte einen Vorsitzenden für die Dauer von vier Jahren. Wiederwahl ist möglich.

(2) Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen gibt sich eine Geschäftsordnung. Sie bedarf der Genehmigung des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

(3) Vertritt eine Minderheit bei der Abfassung der Gutachten zu einzelnen Fragen eine abweichende Auffassung, so hat sie die Möglichkeit, diese in den Gutachten zum Ausdruck zu bringen.

§ 10

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen wird bei der Durchführung seiner Arbeit von einer Geschäftsstelle unterstützt.

§ 11

Die Mitgliedér des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen und die Angehörigen der Geschäftsstelle sind zur Verschwiegenheit über die Beratung und die vom Sachverständigenrat als vertraulich bezeichneten Beratungsunterlagen verpflichtet. Die Pflicht zur Verschwiegenheit bezieht sich auch auf Informationen, die dem Sachverständigenrat gegeben und als vertraulich bezeichnet werden.

§ 12

(1) Die Mitglieder des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen erhalten eine pauschale Entschädigung sowie Ersatz ihrer Reisekosten. Diese werden vom Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Einvernehmen mit dem Bundesminister des Innern und dem Bundesminister der Finanzen festgesetzt.

(2) Die Kosten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen trägt der Bund.

§ 13

Der Erlaß über die Einrichtung eines Rates von Sachverständigen für Umweltfragen bei dem Bundesminister des Innern vom 28. Dezember 1971 (GMBl. 1972, Nr. 3, S. 27) wird hiermit aufgehoben.

Bonn, den 10. August 1990

Der Bundesminister für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

Dr. Klaus Töpfer

Literaturverzeichnis

Kapitel 1

ALI, J. (1995): Indicators for the Sustainable Development: A Southern Perspective: A Report for World Wide Fund for Nature (WWF). – April 1995. – 29 S.

ARP, H. A. (1995): Multiple Actors and Arenas: European Community Regulation in a Polycentric System – A Case Study on Car Emission Policy. – Dissertation, Florenz.

BACK, H.-E., ROHNER, M.-S., SEIDLING, W., WILLECKE, S. (1996): Konzepte zur Erfassung und Bewertung von Landschaft und Natur im Rahmen der „ökologischen Flächenstichprobe". – Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. – UGR-Materialien/Beiträge zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung, H. 6.

BAUMOL, W.J., OATES, W.E. (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. – Swedish Journal of Economics 73 (1), 42–54.

BECKER-SOEST, D., WINK, R. (1996): Wer zu spät kommt...: Beschränkungen des Verständnisses marktwirtschaftskonformer Umweltpolitik als versäumte Gelegenheit. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 9 (4), 551–564.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (1997): Erhaltung der biologischen Vielfalt: Wissenschaftliche Analyse deutscher Beiträge. – Bonn: BfN. – 352 S.

BIERMANN, F. (1994): Schutz der Meere: Internationale Meeresumweltpolitik nach Inkrafttreten der Seerechtskonvention der Vereinten Nationen. – WZB Working Paper. – Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1992): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung im Juni 1992 in Rio de Janeiro (Dokumente). Agenda 21. – Bonn: BMU. – 289 S.

BMU (1996a): Tagungsband zur Diskussionsveranstaltung „Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung", 1. Juli 1996. – Bonn: BMU. – 89 S.

BMU (1996b): Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung: Umweltziele und Handlungsschwerpunkte in Deutschland. – Bonn: BMU. – 22 S.

BMU (1997a): Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung. Bericht der Arbeitskreise anläßlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997. – Bonn: BMU.

BMU (1997b): Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland: Bericht der Bundesregierung anläßlich der UN-Sondergeneralversammlung über Umwelt und Entwicklung. – Bonn: BMU.

BOEHMER-CHRISTIANSEN, S., SKEA, J. (1991): Acid Politics: Environmental and Energy Policies in Britain and Germany. – London: Belhaven Press.

BONUS, H. (1994): Vergleich von Abgaben und Zertifikaten. – Arbeitspapier Nr. 3 der Forschungsgruppe Umweltökonomie und Umweltmanagment an der Universität Münster.

BOPPEL, Ch. (1997): Länder-Agenda Sachsen-Anhalt: Verwaltung im Zugzwang. – Politische Ökologie H. 52, 68–70.

BOYLE, A.E. (1992): Land-based Sources of Marine Pollution: Current Legal Regime. – Marine Policy 16. Jg., 20–35.

BREITMEIER, H. (1996): Wie entstehen globale Umweltregime? Der Konfliktaustrag zum Schutz der Ozonschicht und des globalen Klimas. – Opladen: Leske und Budrich.

CARIUS, A. (1996): Das Fundament steht. Strategische Umweltplanung in Portugal. – Politische Ökologie H. 47, 15.

COBB, C. (1991): Der „Index of Sustainable Economic Welfare" oder: Hat die Wohlfahrt in der Gesellschaft wirklich zugenommen? – In: DIEFENBACHER, H., HABICHT-ERENLER, S. (Hrsg.): Wachstum und Wohlstand: neuere Konzepte zur Erfassung der Sozial- und Umweltverträglichkeit. – Marburg: Metropolis. – S. 61–72.

Department of the Environment (1996): Indicators of Sustainable Development for the United Kingdom. – A publication of the Government Statistical Service. – London: HMSO.

DICKHAUT, W. (1996): Möglichkeiten und Grenzen der Erarbeitung von Umweltqualitätszielkonzepten in kooperativen Planungsprozessen: Durchführung und Evaluierung von Projekten. – Diss. Technische Hochschule Darmstadt. – Verein zur Förderung des Instituts WAR (Wasserversorgung – Abwassertechnik – Abfalltechnik – Umwelt und Raumplanung) der TH Darmstadt e.V. (Hrsg.): Schriftenreihe WAR 94. – Darmstadt: WAR. – 315 S.

DIEFENBACHER, H. (1991): Der „Index of Sustainable Welfare". Eine Fallstudie über die Entwicklung in der Bundesrepublik Deutschland. – In: DIEFENBACHER, H., HABICHT-ERENLER, S. (Hrsg.): Wachstum und Wohlstand: neuere Konzepte zur Erfassung der Sozial- und Umweltverträglichkeit. – Marburg: Metropolis. – S. 73–88

DIERKES, M. (1984): Gesellschaftsbezogene Berichterstattung. Was lehren uns die Experimente der letz-

ten 10 Jahre? – Berlin: WZB. – Wissenschaftszentrum Berlin papers 84–5.

DNR (Deutscher Naturschutzring) (Hrsg.) (1996): 5. Umweltaktionsprogramm: EP kritisiert Bjerregard. – EU-Rundschreiben H. 12, 17.

DOWNS, A. (1972): Up and Down with Ecology. – Public Interest 28. Jg., 38–50.

DPCSD (Department for Policy Coordination and Sustainable Development) (1995): Programme of Work on Indicators for Sustainable Development. – In: CSD (Commission on Sustainable Development) (1995): General Discussion of Progress in the Implementation of Agenda 21, Focusing on the Cross-Sectoral Components of Agenda 21 and the Critical Elements of Sustainability. – E/CN. 17/1995/18. – March 1995. – New York. – Annex I, pp. 25–42.

DPCSD (1997): Guidelines for National Festing of Indicators of Sustainable Development. January 1997. – New York. – 7 S.

ECKHOFF, T., JACOBSEN, K.D. (1960): Rationality and Responsibility in Administrative and Judicial Decision Making. – Kopenhagen: Mumksgaard.

EDWARDS, D. (1988): Review of the Status of Implementation and Development of Regional Arrangements on Cooperation in Combating Marine Pollution. In: CARROLL, J.E. (ed.): International Environmental Diplomacy. – Cambridge et al.: Cambridge University Press. – S. 229–272.

EG (Europäische Gemeinschaft) (1973): Erklärung des Rates der Europäischen Gemeinschaften und der im Rat vereinigten Vertreter der Regierungen der Mitgliedstaaten vom 19. Juli 1973 über ein Aktionsprogramm der Europäischen Gemeinschaften für den Umweltschutz. – Doc. R/2255/73 (ENV.). – Brüssel.

EG (1992): Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung. Ein Programm der Europäischen Gemeinschaft für Umweltpolitik und Maßnahmen in Hinblick auf eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung. Vol. II. Kom (92)23. – Brüssel. – 107 S.

EHLERS, P. (1996): Das revidierte Helsinki-Übereinkommen. – In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Hrsg.): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee: Zum Zusammenspiel von Völkerrecht und nationalem Recht. – Baden-Baden: Nomos. – S. 103–128.

Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre" des 12. Deutschen Bundestages (1992): Bericht der Enquete-Kommission „Schutz der Erdatmosphäre": Klimaänderung gefährdet globale Entwicklung. – Bonn: Economica.

Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" des 12. Deutschen Bundestages (1994): Die Industriegesellschaft gestalten: Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. – Bonn: Economica.

Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" des 13. Deutschen Bundestages (1997): Konzept Nachhaltigkeit: Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt. – Deutscher Bundestag (Hrsg.): Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung. – Bonn: Deutscher Bundestag. – Zur Sache 1/97.

Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" des 11. Deutschen Bundestages (1989): Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre". – 2. erweiterte Auflage. – Bonn: Economica.

Enquete-Kommission „Vorsorge zum Schutz der Erdatmosphäre" des 11. Deutschen Bundestages (1990): Energie und Klima. – Bd. 1: Problemkreis Energie und Klima. – Bd. 2: Energieeinsprarung sowie rationelle Energienutzung und -umwandlung. – Bonn: Economica.

ERMEN, R. van (1996): Review of the Vth Action Programm. – European Environmental Bureau (EEB) (Ed.). – Brüssel: EEB.

EUA (Europäische Umweltagentur) (1995): Umwelt in der Europäischen Union – 1995. Bericht zur Überprüfung des Fünften Umweltaktionsprogramms. – Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften.

EWERS, H-J., HASSEL, Chr. (1996): Handlungsfelder und Ordnungsrahmen einer Politik der dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung. – In: GERKEN, L. (Hrsg.): Ordnungspolitische Grundfragen einer Politik der Nachhaltigkeit. – S. 11–31.

EWERS, H-J., RENNINGS, K. (1996): Quantitative Ansätze einer rationalen umweltpolitischen Zielbestimmung. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU) H. 4, 413–439.

FISCHER, W. (1996): International Protection of the Marine Environment: „Land in Sight?". – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZAU) H. 3, 361 bis 385.

FISCHER-KOWALSKI, M. (1995): Österreich – auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung? – In: SIMONIS, U.E. et al. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 1996. – München: Verlag C.H. Beck. – S. 63–70.

FOECKLER, F., HERRMANN, T., SCHMIDT, H. (1996): Entwicklung eines Konzeptes zur Erfassung, Bewertung und Darstellung der Qualität von Ökosystemen auf Basis der Ausstattung von Biotopen und Pflanzen und Tieren. Fortschreibung des Pilotprojekts „Ökologische Flächenstichprobe". – 4. Zwischenbericht. – Erstellt im Auftrag des Statistischen Bundesamtes, Wiesbaden.

FRIEND, A.M., RAPPORT D.J. (1991): Evolution of Macro-Information Systems for Sustainable Development. – Ecological Economics H. 2, 59–76.

GEHRMANN, F. (1982): Sozialindikatoren: Ein Lehrbeispiel für Umweltindikatoren. – Berlin: Internationales Institut für Umwelt und Gesellschaft des Wissenschaftszentrums Berlin.

HAMMOND, A., ADRIAANSE, A., RODENBURG, E. et al. (1995): Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environ-

mental Policy Performance in the Context of Sustainable Development. – Washington D.C.: World Resources Institute. – 42 S.

HARTKOPF, G., BOHNE, E. (1983): Umweltpolitik. Bd. 1: Grundlagen, Analyse und Perspektiven. – Opladen: Westdeutscher Verlag. – 478 S.

HAUFF, V. (Hrsg.) (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Bericht der Weltkomission für Umwelt und Entwicklung (Brundtland-Bericht). – Greven: Eggenkamp. – 421 S.

HÉRITIER, A. (1993): Policy-Analyse: Kritik und Neuorientierung. – Opladen: Westdeutscher Verlag. – Sonderheft 24 der Politischen Vierteljahresschrift (PVS). – 485 S.

HÉRITIER, A., KNILL, C., MINGERS, S. (1996): Ringing the Changes in Europe: Regulatory Competition and the Redefinition of the State: Britain, France, Germany. – Berlin/New York: De Gruyter.

HOFFMANN-KROLL, R., SCHÄFER, D., SEIBEL, S. (1995): Indikatoren-System für den Umweltzustand in Deutschland. – Wirtschaft und Statistik H. 8, 589 bis 597.

HOHMEYER, O., et al. (1992): Methodenstudie zur Emittentenstruktur in der Bundesrepublik Deutschland: Verknüpfung von Wirtschaftsstruktur und Umweltbelastungsdaten: Abschlußbericht. – Karlsruhe: Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI). – 321 S.

HOLZINGER, K. (1994): Politik des kleinsten gemeinsamen Nenners? Umweltpolitische Entscheidungsprozesse in der EG am Beispiel der Einführung des Katalysatorautos. – Berlin: Edition Sigma.

HÜBLER, K.H. (1995): Umweltqualität. – In: Akademie für Raumforschung und Landesplanung (ARL) (Hrsg.) (1995): Handwörterbuch der Raumordnung. – Hannover: ARL. – S. 991–993.

IFOK (Institut für Organisationskommunikation) (1997): Bausteine für ein zukunftsfähiges Deutschland – Diskursprojekt im Auftrag von VCI und IG Chemie-Papier-Keramik. – Wiesbaden: Gabler. – 323 S.

IfS (Institut für Stadtforschung und Strukturpolitik) (1996): Indikatoren für eine nachhaltige Entwicklung. – Forschungsvorhaben Nr. 10103191 im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Berlin/Hagen: IfS. – 265 S.

JÄNICKE, M., JÖRGENS, H. (1996): National Environmental Policy Plans and long-turn Sustainable Development Strategies: Learning from International Experiences. – Paper presented at the International Conference „The Environment in the 21st Century. Environment, Long-turn Governance and Democracy", Abbey of Fontersand, France, September 8–11.

JAKUBOWSKI, P., TEGNER, H., KOTTE, S. (1997): Strategien umwelpolitischer Zielfindung: Eine ökonomische Perspektive. – Münster: LIT. – Umwelt- und Ressourcenökonomik, Bd. 10. – 176 S.

JESINGHAUS, J. (1995): The Pressure Indices Project: Theory and Structure. – Draft Paper. – Commission of the European Union GD 34/F3. – Luxembourg: Commission of the European Union. – 42 S.

JESSEL, B. (1996): Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung: Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen. – Naturschutz und Landschaftsplanung 28 (7), 211–216.

JOHNSTON, D.M. (1988): Marine Pollution Agreements: Successes and Problems. In: CARROLL, J.E. (Ed.): International Environmental Diplomacy. – Cambridge et al.: Cambridge University Press. – S. 199–206.

KLEMMER, P., WINK, R., BENZLER, G., HALSTRICK-SCHWENK, M. (1996): Mehr Nachhaltigkeit durch Marktwirtschaft: Ein ordnungspolitischer Ansatz. – In: GERKEN, L. (Hrsg.): Ordnungspolitische Grundfragen einer Politik der Nachhaltigkeit. – Baden Baden: Nomos – S. 289–340.

KNILL, C., HÉRITIER, A. (1996): Neue Instrumente in der europäischen Umweltpolitik: Strategien für eine effektivere Implementation. – In: LÜBBE-WOLF, G. (Hrsg.): Der Vollzug des europäischen Umweltrechts. – Berlin: Schmidt. – S. 209–233.

KÖCK, W. (1997): Umweltqualitätsziele und Umweltrecht: Die neue Umweltzieldebatte und ihre Bedeutung für das regulative Umweltrecht. – Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR) H. 2, 79–87.

KÖPPEL, J., FEICKERT, U., REICHENBACH, M., SCHMIDT, H. (1996): Naturschutzfachliche Präzisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung. – Berlin: Umweltbundesamt.

KONRAD, T. (1994): Das Duale Entsorgungssystem als Streßfaktor für die Verpackungswirtschaft. – Dissertation, München.

KRÜCKEN, G. (1996): Risikotransformation: Die politische Regulierung technisch-ökologischer Gefahren in der Risikogesellschaft unter besonderer Berücksichtigung von Arzneimittelregulierung und Klimapolitik. – Dissertation, Bielefeld.

KRUSE-GRAUMANN, L. (1997): Umweltpsychologische Ansätze für eine nachhaltige Entwicklung. – In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.): Ökologie: Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland: Fachgespräch 29. und 30. April 1997, Wissenschaftszentrum Bonn-Bad Godesberg. Kurzfassungen der Vorträge. – Bonn: BMU. – S. 31–40.

LAGONI, R. (1996): Das OSPAR-Übereinkommen von 1992 und der Schutz der Nordsee: Einwirkungen auf das deutsche Umweltrecht. – In: KOCH, H.-J., LAGONI, R. (Hrsg.): Meeresumweltschutz für Nord- und Ostsee. Zum Zusammenspiel von Völkerrecht und nationalem Recht. – Baden-Baden: Nomos. – S. 79–101.

LfU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg) (1997): Umweltdaten 95/96. – Karlsruhe: LfU.

LOSKE, R., BÖHMER, T. (1996): Zukunftsfähiges Deutschland – Ein Beitrag zu einer global nachhaltigen Entwicklung: Eine Studie des Wuppertal-Instituts für BUND und Misereor. – Basel: Birkhäuser.

LÜBBE, A. (1996): Umweltindikatoren: Instrumente einer nachhaltigen Umweltpolitik. – Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR) H. 2, 61–64.

LÜBBE-WOLFF, G. (1996): Stand und Instrumente der Implementation des Umweltrechts in Deutschland. – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Der Vollzug des europäischen Umweltrechts. – Berlin: E. Schmidt. – S. 77–106.

MAJONE, G. (1996): Law and Society: The European Community as a Regulatory State. – Collected Courses of the Academy of European Law 5 (1), 321–419.

MARCH, J.G., OLSEN, J.P. (1995): Democratic Governance. – New York: The Free Press.

MAYNTZ, R. (Hrsg.) (1980): Implementation politischer Programme. – Band 1. – Königstein: Hain.

MAYNTZ, R. (1985): Soziologie der öffentlichen Verwaltung. – 3. Auflage – Heidelberg: Müller.

MAYNTZ, R. (1990): Entscheidungsprozesse bei der Entwicklung von Umweltstandards. – Die Verwaltung 23. Jg., 137–151.

MAYNTZ, R. (1996): Politische Steuerung: Aufstieg, Niedergang und Transformation einer Theorie. – In: BEYME, K. v., OFFE, C. (Hrsg.): Politische Theorien in der Ära der Transformation. – Opladen: Westdeutscher Verlag. – Sonderheft 26 der Politischen Vierteljahresschrift (PVS). – S. 148–168.

Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (1997): Umweltplan Baden-Württemberg. – Kabinettsvorlage. – Nr. 1377 v. 27. März. – Stuttgart.

MÜLLER, E. (1989): Sozial-liberale Umweltpolitik. Von der Karriere eines neuen Politikbereichs. – Aus Politik und Zeitgeschichte, Beilage zur Wochenzeitung Das Parlament B 47–48, 3–15.

MÜLLER, F. (1997): Ableitung von integrativen Indikatoren zur Bewertung von Ökosystemenzuständen für die ökonomischce Gesamtrechnung. – In: Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Beiträge zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen H. 2. – Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

OBERTHÜR, S. (1996): The Second Conference of the Parties. – Environmental Policy and Law, 26. Jg., 195–201.

OBERTHÜR, S. (1997): Routinemäßige Ölverschmutzung durch Tanker (OILPOL/MARPOL). – In: GEHRING, T., OBERTHÜR, S. (Hrsg.): Internationale Umweltregime: Umweltpolitik durch Verhandlungen und Verträge. – Opladen: Leske und Budrich. – S. 80–97.

OBERTHÜR, S., GEHRING, T. (1997): Fazit: Internationale Umweltpolitik durch Verhandlungen und Verträge. – In: GEHRING, T., OBERTHÜR, S. (Hrsg.): Internationale Umweltregime: Umweltpolitik durch Verhandlungen und Verträge. – Opladen: Leske und Budrich. – S. 219–234.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1991): Environmental Indicators – A Preliminary Set. – Paris: OECD.

OECD (1994): Environmental Indicators. OECD Core Set. – Paris: OECD. – 159 S.

Öko-Institut (1995): Umweltziele statt Last Minute-Umweltschutz – nationale und internationale stoffbezogene Zielvorgaben. – Freiburg: Öko-Institut. – 19 S.

PETSCHEL-HELD, G., BLOCK, A., SCHNELLNHUBER, H.-J. (1995): Syndrome des Globalen Wandels. – Geowissenschaften 13 (3), 81–87.

PFISTER, G., KNAUS, A., RENN, O. (1997): Nachhaltige Entwicklung in Baden-Württemberg: Statusbericht. – Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. – 94 S.

RADERMACHER, W., STAHMER, C. (1995): Vom Umweltsatellitensystem zur Umweltökonomischen Gesamtrechnung: Umweltbezogene Gesamtrechnungen in Deutschland: Zweiter Teil. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung 8 (1), 99–109.

REHBINDER, E. (1988): Vorsorgeprinzip im Umweltrecht und präventive Umweltpolitik. – In: SIMONIS, U.E. (Hrsg.): Präventive Umweltpolitik. – Frankfurt/M.: Campus. – S. 129–141.

REHBINDER, E. (1996a): Festlegung von Umweltzielen: Begründung, Begrenzung, instrumentelle Umsetzung. – In: Gesellschaft für Umweltrecht (Hrsg.): Dokumentation zur 20. wissenschaftlichen Fachtagung der Gesellschaft für Umweltrecht e.V., Berlin 1996. – Berlin: E. Schmidt. – S. 40–80.

REHBINDER, E. (1996b): Schritte zu eine nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung: Überlegungen und Beiträge aus dem Bereich der Wissenschaft. – In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (Hrsg.): Tagungsband zur Diskussionsveranstaltung „Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung", 1. Juli 1996. – Bonn: BMU. – S. 17–25.

REHBINDER, E. (1997): Festlegung von Umweltzielen – Begründung, Begrenzung, instrumentelle Umsetzung. – Natur und Recht 19 (7), 313–328.

RENNINGS, K. (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 226 S. – Materialien zur Umweltforschung Bd. 24.

RENNINGS, K., BROCKMANN, K.L., KOSCHEL, H. et al. (1996): Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung: Ordnungspolitische Grundregeln für eine Politik der Nachhaltigkeit und das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung im Umweltschutz. – Heidelberg: Physica. – 292 S.

RENNINGS, K., HOHMEYER, O. (1997): Nachhaltigkeit. – Baden-Baden: Nomos. – 331 S.

RICHTER, W. (1994): Monetäre Makroindikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung: eine Diskussion theoretischer und praktischer Aspekte des Ökosozialproduktkonzepts. – Marburg: Metropolis. – 238 S.

RIPLEY, R. (1985): Policy Analysis in Political Science. – Chicago: Nelson Hall.

RODENBURG, E., TUNSTALL, D., BOLHUIS, F. van (1995): Environmental Indicators for the Global Cooperation. – In: UNDP, UNEP und World Bank (Eds.): Washington: The Global Environment Facility. – 36 S. – Working Paper No. 11.

RÜDIG, W., KRAEMER, R.A. (1994): Networks of Cooperation: Water Policy in Germany. – Environmental Politics, 3. Jg., 52–79.

SANDHÖVEL, A. (1996): Umweltschutzziele im politischen Prozeß: Leitbilder, Umweltqualitätsziele, Umweltstandards, Indikatoren. – In: GAWEL, E. (Hrsg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. – Berlin: Analytica. – ZAU Sonderheft 8. – S. 73–87.

SANDHÖVEL, A. (1997): Die Zieldiskussion in der Umweltpolitik – politische und rechtliche Aspekte. – In: BARTH, S., KÖCK, W. (Hrsg.): Qualitätsorientierung im Umweltrecht. – Berlin: Rhombos. – S. 23–44.

SCHEMEL, H.J. (1994): Anforderungen an die Aufstellung von Umweltqualitätszielen auf kommunaler Ebene. – In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.): Leitbilder – Umweltqualitätsziele – Umweltstandards. – Laufen/Salzach: ANL. – Laufener Seminarbeiträge 7/94. – S. 39–46.

SCHMEKEN, W., SCHWADE, W. (1991): Verordnung über die Vermeidung von Verpackungsabfällen: Kommentar. – Düsseldorf: GKU.

SCHMIDT-BLEEK, F. (1993): MIPS – A Universal Ecological Measure? – Fresenius Environmental Bulletin H. 2, 306–411.

SCHÖNTHALER, K., KERNER, H.-F., KÖPPEL, J., SPANDAU, L. (1994): Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung: Pilotprojekt für Biosphärenreservate. 2. Bd. – Berlin: Umweltbundesamt.

SCOPE (Scientific Committee on Problems of the Environment) (1995): Environmental Indicators: A Systematic Approach to Measuring and Reporting on the Environment in the Context of Sustainable Development. – Discussion Paper of the Workshop „International Consultation of Sustainable Development Indicators", January 9–11, 1995, Ghent. – Bruxelles: Bureau du Plan. – 30 S.

SCOPE (1996): Scientific Workshop on Indicators of Sustainable Development: Report of the Workshop, November 15–17, 1995 in Wuppertal. – Wuppertal: Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie. – 69 S.

SENGE, P.M. (1990): The Fifth Discipline: The art and practice of the learning organisation. – New York: Doubleday.

SERWE, H.J. (1996): Von Rio in die Ratshäuser (Agenda 21). – Umwelt: Kommunale Ökologische Briefe (UKÖB) Nr. 8–9, 27.

SOROMENHO-MARQUES, V., CARIUS, A. (1996): Integrating Waste Management Strategies into National Environmental Policy Planning: The Case of Portugal. – Paper presented at the Third Meeting of the International Network of Green Planners. – San José, Costa Rica, October 24–26.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1974): Umweltgutachten 1974. – Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1987): Umweltgutachten 1987. – Stuttgart: Kohlhammer.

SRU (1991): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel.

StBA (Statistisches Bundesamt) und FFU (Forschungsstelle für Umweltpolitik der Freien Universität Berlin) (1997): Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume: Vorl. Endbericht: Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Förderkennzeichen. 070 WI 01. – Wiesbaden/Berlin: Statistisches Bundesamt. – 393 S.

STEVENSON, J.R., OXMAN, B.H. (1994): The Future of the United Nations Convention on the Law of the Sea. – The American Journal of International Law 88. Jg., 488–499.

SUMMERER, S. (1996): Den gewohnten Rahmen verschieben: Das Umweltbundesamt erarbeitet derzeit „Schritte zu einem Nachhaltigen Deutschland". – Politische Ökologie H. 46, 24–27.

SURBURG, U. (1995): Kommunale Umweltqualitätszielkonzepte und Umweltentwicklungspläne: Begriffsbestimmung, Aufstellung und Bedeutung in Städten und Gemeinden. – In: DÖRHÖFER, G., THEIN, J., WIGGERING, H. (Hrsg.): Umweltqualitätsziele – natürliche Variabilität – Grenzwerte. – Umweltgeologie heute, H. 5. – S. 25–31.

THOMAS, J. (1993): Emittentenstruktur der Bundesrepublik Deutschland im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnung. – Wirtschaft und Statistik H. 6, 432–446.

UBA (Umweltbundesamt) (1994): Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards: Eine Bestandsaufnahme. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 64/94.

UBA (1995a): Jahresbericht 1995. – Berlin: Umweltbundesamt [1996]. – 482 S.

UBA (1995b): Abschlußbericht des F + E-Vorhabens 109 01 008/02 „Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung: Entwicklung von Umweltqualitätszielen für neun Gemeinden des Landkreises Osnabrück und praxisnahe Konzepte zu ihrer Umsetzung". – Berlin: Umweltbundesamt.

UBA (1996a): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz: Sachstandsbericht und Ausblick. – Berlin: Umweltbundesamt. – 64 S. – UBA Texte 63/96.

UBA (1996b): Vorschläge für die Definition und Verwendung der Begriffe Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele. – AG Agenda 21 vom 30. April 1996. – unveröffentlicht.

UBA (1996c): Beispiele für Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele in ausgewählten Themenbereichen. – unveröffentlicht.

UBA (1997): Nachhaltiges Deutschland: Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. – Bericht der Arbeitsgruppe „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung" im Umweltbundesamt. – Berlin: E. Schmidt.

Umweltbericht 1976: Fortschreibung des Umweltprogramms der Bundesregierung vom 4. Juli 1976 mit einer Einführung von Werner Maihofer. – Stuttgart u. a.: Kohlhammer.

United Nations (1996): Indicators of Sustainable Developement: Framework and Methodologies. – New York: United Nations. – 428 S.

UVP-Förderverein (Hrsg.) (1995): Aufstellung kommunaler Umweltqualitätsziele: Anforderungen und Empfehlungen zu Inhalten und Verfahrensweise. – Dortmund: UVP-Förderverein. – Arbeitsgemeinschaft Umweltqualitätsziele: Reihe UVP-Anforderungsprofil Nr. 2.

WALZ, R., BLOCK, N., EICHHAMMER, W. et al. (1996): Weiterentwicklung von Indikatorensystemen für die Umweltberichterstattung. – Forschungsvorhaben 101 05 016 des Umweltbundesamtes. – Vorl. Abschlußbericht. – Karlsruhe: Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung (Fh-ISI). – 417 S.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1994): Die Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden. – Bonn: Economica-Verlag. – 263 S.

WCED (The World Commission on Environment and Development) (1987): Our Common Future. – Oxford: Oxford University Press.

WEIZSÄCKER, E.U. v., LOVINS, A., LOVINS, L. (1995): Faktor 4: Doppelter Wohlstand – Halbierter Naturverbrauch. – München: Droemer Knaur.

WILSON, J.Q. (1980): The Politics of Regulation. – In: WILSON, J.Q. (Hrsg.): The Politics of Regulation. – New York: Basic Books. – S. 357–394.

WINDHOFF-HÉRITIER, A. (1980): Politikimplementation: Ziel und Wirklichkeit politischer Entscheidungen. – Königstein: Hain.

Weltbank (1995): Monitoring Environmental Progress. A Report on Work in Progress. – Washington: World Bank. – 82 S.

ZAPF, W. (Hrsg.) (1974a): Soziale Indikatoren. Konzepte und Forschungsansätze I. – Frankfurt/M.: Campus.

ZAPF, W. (Hrsg.) (1974b): Soziale Indikatoren. Konzepte und Forschungsansätze II. – Frankfurt/M.: Campus.

ZAPF, W. (Hrsg.) (1975): Soziale Indikatoren. Konzepte und Forschungsansätze III. – Frankfurt/M.: Campus.

ZIESCHANK, R., NOUHUYS, J. van (1995): Umweltindikatoren als politisches und geoökologisches Optimierungsproblem. – Geowissenschaften H. 3, 73–80.

ZIESCHANK, R., NOUHUYS, J. van, RONNEBERG, T., MULOT, J.J. (1993): Vorstudie Umweltindikatorensysteme. – Endbericht im Auftrag des Statistischen Bundesamtes. – Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. – Beiträge zur umweltökonomischen Gesamtrechnung H. 1.

ZIMMERMANN, M. (1997): Lokale Agenda 21: Ein kommunaler Aktionsplan für die zukunftsbeständige Entwicklung der Kommune im 21. Jahrhundert. – Aus Politik und Zeitgeschichte, Beilage zur Wochenzeitung Das Parlament B 27, 25–38.

Kapitel 2

ANKLEY, G.T., JOHNSON, R.D., TOTH, G. et al. (1997): Development of a Research Strategy for Assessing the Ecological Risk of Endocrine Disruptors. – Rev. Toxicol. Ser. B: Environ. Toxicol. – http://www.epa.gov/endocrine/pubs.html (Download unter ankley.pdf). – 78 S.

APPEL, I. (1995): Emissionsbegrenzung und Umweltqualität: Zu zwei Grundkonzepten der Vorsorge am Beispiel des IPPC-Richtlinienvorschlags der EG. – Deutsches Verwaltungsblatt 110 (8), 399–408.

BAUDENBACHER, C. (1988): Kartellrechtliche und verfassungsrechtliche Aspekte gesetzesersetzender Vereinbarungen zwischen Staat und Wirtschaft. – Juristen-Zeitung 43 (14), 689–697.

BECKER, J. (1985): Informales Verwaltungshandeln zur Steigerung wirtschaftlicher Prozesse im Zeichen der Deregulierung. – Die Öffentliche Verwaltung 38 (23), 1003–1011.

BECKER-SCHWARZE, K. (1997): Steuerungsmöglichkeiten des Kartellrechts bei umweltschützenden Unternehmenskooperationen. – Baden-Baden: Nomos. – 277 S.

BERNUTH, W. von (1996): Umweltschutzfördernde Unternehmenskooperation und das Kartellverbot des Gemeinschaftsrechts. – Baden-Baden: Nomos.

BKartA Tätigkeitsbericht 1993/94: Deutscher Bundestag: Unterrichtung durch die Bundesregierung. Bericht des Bundeskartellamtes über seine Tätigkeit in den Jahren 1993/1994 sowie über die Lage und Entwicklung auf seinem Aufgabengebiet (§ 50 GWB). – Bonn: Bundesanzeigerverl. – BT-Drs. 13/1660.

BMI (Bundesministerium des Innern) (1997): Jahresbericht der Bundesregierung zum Stand der Deutschen Einheit 1997. – Bonn: BMI. – 305 S.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (1994): Gewässerbelastung durch EDTA. – Umwelt: Eine Information des Bundesumweltministeriums H. 4, 152.

BMU (1997): Selbstverpflichtungserklärung der Wirtschaft: Ein wichtiger Baustein des Klimaschutzprogramms. – Umwelt: Eine Information des Bundesumweltministeriums H. 3, 102–104.

BMU (Hrsg.) (1998): Umweltgesetzbuch (UGB-KomEntw.): Entwurf der Unabhängigen Sachverständigenkommission zum Umweltgesetzbuch beim Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Berlin: Duncker & Humblot. – 1725 S.

BOCK, M. (1996): Entsorgung von Verkaufsverpackungen und Kartellrecht. – Wirtschaft und Wettbewerb 44 (3), 187–203.

BÖHRET, C. (1992): Zur Handlungsfähigkeit des funktionalen Staates der spätpluralistischen Industriegesellschaft. – In: KOHLER-KOCH, B. (Hrsg.): Staat und Demokratie in Europa. – Opladen: Wissenschaftlicher Verlag. – S. 116–129.

BÖRKEY, P., GLACHANT, M. (1997): Les engagement volontaire de l'industrie dans le domaine de l'environnement: nature et diversité. – Paris: Centre d'economie industrielle.

BOHNE, E. (1981): Der informale Rechtsstaat. – Berlin: Duncker & Humblot. – 308 S.

BOHNE, E. (1984): Informales Verwaltungs- und Regierungshandeln als Instrument des Umweltschutzes. – Verwaltungs-Archiv 75 (4), 343–373.

BREIER, S. (1997): Umweltschutzkooperationen zwischen Staat und Wirtschaft auf dem Prüfstand: Eine Untersuchung am Beispiel der Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 20 (1), 131–142.

BROHM, W. (1992): Rechtsgrundsätze für normersetzende Absprachen. – Die Öffentliche Verwaltung 46 (24), 1025–1035.

BURCHARDI, W., SACKSOFSKY, E. (1994): Wettbewerbspolitische und kartellrechtliche Probleme der deutschen Entsorgungswirtschaft. – Jahrbuch für Umwelt- und Technikrecht. – S. 25–30.

BURMEISTER, J. (1993): Verträge und Absprachen zwischen der Verwaltung und Privaten. – Veröffentlichungen der Vereinigung der Deutschen Staatsrechtslehrer 52, S. 191–242.

CENR (Committee on Environment and Natural Resources – National Science and Technology Council) (1996): The Health and Ecological Effects of Endocrine Disrupting Chemicals: a Framework for Planning. – http://www.epa.gov/endocrine/frametext.html. – 15 S.

CLAUSEN, J., BROCKMANN, F., SCHELLENBERGER, O. (1995): Selbstverpflichtungsabkommen im Umweltschutz. – Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung. – Diskussionspapier des IÖW 36/95.

COWI (Consulting Engineers and Planners AS) (1997): Study on Voluntary Agreements Concluded Between Industry and Public Authorities in the Field of the Environment. – Final Report. – Kopenhagen: COWI.

DEMPFLE, U. (1994): Normvertretende Absprachen. – Pfaffenweiler: Centaurus-Verlagsgesellschaft. – 145 S.

DIW (Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung) (1995): „Selbstverpflichtung" der Wirtschaft zur CO_2-Reduktion: Kein Ersatz für aktive Klimapolitik. – DIW-Wochenbericht 62 (14), 277–283.

DOLDE, K.-P. (1996): Die EG-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. – Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen (MURL) (Hrsg.): Neue Entwicklungen im Umweltrecht: Umweltrechtstage 1996. – Düsseldorf: MURL [1997]. – S. 15–36.

DÜRKOP, J., KRACHT, H., WASIELEWSKI, A. (1995): Die künftige EG-Richtlinie über integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung. – Umwelt- und Planungsrecht 15 (11/12), 425–434.

DYLLICK, Th. (1995): Die EU-Verordnung zum Umweltmanagement und zur Umweltbetriebsprüfung (EMAS-Verordnung): Darstellung, Beurteilung und Vergleich mit der geplanten ISO-Norm 14001; mit aktualisierter Fassung der geplanten ISO-Norm 14001. – 2. überarb. Auflage. – St. Gallen: Institut für Wirtschaft und Ökologie. – IWÖ-Diskussionsbeitrag 20.

EDRI (Endocrine Disruptors Research Initiative) (1997): National Science and Technology Council: Committee on Environment and Natural Resources. Fact Sheet. – http://www.epa.gov/endocrine/edrifact.html. – 2 S.

Enquete-Kommission (1997): Konzept Nachhaltigkeit: Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt. – Deutscher Bundestag (Hrsg.): Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung. – Bonn: Deutscher Bundestag. – Zur Sache 1/97.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (1997a): Special Report on Environmental Endocrine Disruption: an Effects Assessment and Analysis. – EPA/630/R-96/012. – Cincinnati, U.S.A.: EPA Office of Research and Development (ORD). – hier nach: http://www.epa.gov/ORD/WebPubs/endocrine/. – 111 S. (320K).

EPA (1997b): Endocrine Disrupter Screening and Testing Advisory Committee Home Page (EDSTAC). – http://www.epa.gov/docs/opptintr/opptendo/index.htm.

EU (Europäische Union, Kommission) (1996): Endocrine-Disrupting Chemicals: Cause for concern, cause for action, but no cause for alarm. – Press Releases, Brussels, 11. Dezember 1996. – http://europa.eu.int/search97cgi/s...uptor&ViewTemplate=EUROPA_view.hts. – 2 S.

EUA (Europäische Umweltagentur) (1994): Europe's Environment. The Dobříš-Assessment. Hrsg. v. D. Stanners/T. Bordeau. Luxembourg: Amt für amtliche Veröffentlichungen.

EUA (1996): Environmental Taxes – Implementation and Environmental Effectiveness. – Kopenhagen: European Environmental Agency.

EUA (Europäische Umweltagentur) (1997a): Environmental Agreements. Environmental Effectiveness. – Kopenhagen: European Environmental Agency. – Environmental Issues Series Nr. 3.

EUA (1997b): Call for action to reduce uncertainties and risks concerning reproductive health due to endocrine disrupters. – http://tiger.eea.eu.int/document/NLetPR/PressRel/endocr.htm. – 2 S.

FABIO, U. di (1990): Vertrag statt Gesetz? – Deutsches Verwaltungsblatt 105 (7), 338–346.

FABIO, U. di (1996a): Wege zur Materialisierung des europäischen Umweltrechts. – In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Integrierter und betrieblicher Umweltschutz. – Köln: C. Heymanns. – S. 183–202.

FABIO, U. di (1996b): Produktharmonisierung durch Normung und Selbstüberwachung. – Köln: Heymann. – 155 S.

FISCHEDICK, M. et al. (1997): Kritische Anmerkungen zur RWI/Ifo-Studie „Gesamtwirtschaftliche Beurteilung von CO_2-Minderungsstrategien". – Wuppertal-Institut. – (Vgl. HILLEBRAND et al., 1997).

FRENZ, W. (1997): Nationalstaatlicher Umweltschutz und EG-Wettbewerbsrecht. – Köln: C. Heymanns. – Schriften zum deutschen und europäischen Umweltrecht. Bd. 9. – 132 S.

FÜHR, M. (1995): Ansätze für proaktive Strategien zur Vermeidung von Umweltbelastungen im internationalen Vergleich. – In: Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages (Hrsg.): Umweltverträgliches Stoffstrommanagement. Bd. 2, Instrumente. – Bonn: Economica.

GELLERMANN, M., MIDDEKE, A. (1991): Der Vertragsnaturschutz. – Natur und Recht 13 (10), 457–465.

GLACHANT, M. (1994a): Les Accordes Volontaires dans la Politique Environmentale: Une Mise en Perspective de leur Nature et de leur Efficacité. – Paris: Centre d'Economie Industrielle (soll in „Economie et Prévisions" veröffentlicht werden).

GLACHANT, M. (1994b): Voluntary Agreements in Environmental Policy. – Report prepared for the Environment Directorate of OECD (unveröffentl.).

GOERGENS, F., TROGE, A. (1981): Die Einsatzmöglichkeiten und Probleme von Branchenabkommen und Verbandslösungen als umweltpolitisches Instrument in der Bundesrepublik Deutschland. – Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamtes (unveröffentl.). – Bayreuth.

HAIGH, N. (1997): The practice of eco-audit in Europe – United Kingdom. – Noch nicht erschienener Vortrag auf der Internationalen Konferenz der Gesellschaft für Umweltrecht und der europäischen Gesellschaft für Umweltrecht am 30. Oktober 1997 in Berlin.

HÉRITIER, A., MINGERS, S., KNILL, C., BECKA, M. (1994): Die Veränderung von Staatlichkeit in Europa. Opladen: Leske und Budrich. – Reihe Gesellschaftspolitik und Staatstätigkeit, Bd. 2.

HILLEBRAND, B., WACKERBAUER, J. et al. (1997): Gesamtwirtschaftliche Beurteilung von CO_2-Minderungsstrategien – Eine Analyse für die Bundesrepublik Deutschland. – München: ifo-Institut für Wirtschaftsforschung. – ifo Studien zur Umweltökonomie, Bd. 22.

HOFFMANN-RIEM, W. (1996): Umweltschutz als Gesellschaftsziel – illustriert an Beispielen aus der Energiepolitik. – Gewerbe-Archiv. 42 (1), 1–6.

HOLZHEY, M., TEGNER, H. (1996): Selbstverpflichtungen – Ein Ausweg aus der umweltpolitschen Sackgasse? – Wirtschaftsdienst 76 (8), 425–430.

HÜBNER, K. (1971): Außerkartellrechtliche Einschränkungen des Kartellverbots. – Köln: Heymann. – FIW-Schriftenreihe. Bd. 59. – 90 S.

IEA (International Energy Agency) (1997): Voluntary Actions for Energy-Related CO_2 Abatement. – Paris: Organisation for Economic Co-operation and Development. – 160 S.

IFO (Institut für Wirtschaftsforschung) (1997): Förderung sinnvoller Getränkeverpackungen. Endbericht. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 17/97.

IMMENGA, U., MESTMÄCKER, E.J. (1992): GWB. Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen. Kommentar. – München: C.H. Beck. – 2601 S.

JACOBS, R. (1993): EEC Competition Law and the Protection of the Environment. – Legal Issues of European Integration 1993 (2), 37-67.

JANS, J.H. (1995): European Environmental Law. – Den Haag: Kluwer International. – European Monographs 12. – 388 S.

JOCHEM, E., EICHHAMMER, W. (1996): Voluntary Agreements as a Substitute for Regulations and Economic Instruments. Lessons from the German Voluntary Agreements on CO_2 Reduction. – Venedig: Fondazione Eni Enrico Mattei.

KAHL, W. (1995): Die Privatisierung der Entsorgungsordnung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – Deutsches Verwaltungsblatt 110 (24), 1327–1336.

KAVLOCK, R.J., DASTON, G.P., DeROSA, Ch. et al. (1996): Research Needs for the Risk Assessment of Health and Environmental Effects of Endocrine Disruptors: A Report of the U.S. EPA-sponsored Workshop. – Environmental Health Perspectives Vol. 104, Supplement 4, 715–740.

KLOEPFER, M. (1980): Umweltschutz als Kartellprivileg? – Juristen-Zeitung 35 (23/24), 781–790.

KLOEPFER, M., ELSNER, T. (1996): Selbstregulierung im Umwelt- und Technikrecht. – Deutsches Verwaltungsblatt 111 (17), 964–975.

KNEBEL, J. (1997): EU-rechtliche Beurteilung der umweltbezogenen Selbstverpflichtung. – In: WICKE, L. (Hrsg.): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft – umweltpolitischer Erfolgsgarant oder Irrweg?. – Bonn: Economica. – S. 210–215.

KÖHLER, H. (1996): Abfallrückführungssysteme der Wirtschaft im Spannungsfeld von Umweltrecht und Kartellrecht. – Betriebs-Berater 51/2 (50), 2577–2582.

KOHLHAAS, M., PRAETORIUS, B. (1994): Selbstverpflichtungen der Industrie zur CO_2-Reduktion. – Berlin: Duncker & Humblot. – 192 S.

KRÄMER, L. (1993): Die Integrierung des Umweltschutzes in die europäische Wettbewerbspolitik. – In: RENGELING, H.-W. (Hrsg.): Umweltschutz und andere Politiken der Europäischen Gemeinschaft. – Köln: C. Heymanns. – S. 47–83.

KRISOR, K. (1997): Umsetzung und Überlegungen zu einer Revision der EU-Öko-Audit-Verordnung. – Noch nicht erschienener Vortrag auf der Internationalen Konferenz der Gesellschaft für Umweltrecht und der europäischen Gesellschaft für Umweltrecht am 30. Oktober 1997 in Berlin.

KROMAREK, P. (1997): Das Öko-Audit in Frankreich: Erfahrungen und Perspektiven. – Noch nicht erschienener Vortrag auf der Internationalen Konferenz der Gesellschaft für Umweltrecht und der europäischen Gesellschaft für Umweltrecht am 30. Oktober 1997 in Berlin.

KUNIG, P., RUBLACK, S. (1990): Aushandeln statt Entscheiden? Das Verwaltungsverfahrensrecht vor neuen Herausforderungen. – Juristische Ausbildung 12 (1), 1–11.

LADEUR, K.-H. (1997): Die Europäische Umweltagentur und die Perspektiven eines europäischen Netzwerkes der Umweltverwaltungen. – Natur und Recht 19 (1), 8–16.

LANGE, K. (1991): Staatliche Steuerung durch offene Zielvorgabe im Lichte der Verfassung. – Verwaltungs-Archiv 82 (1), 1–24.

LAUTENBACH, S., STEGER, U., WEIHRAUCH, P. (1992): Evaluierung freiwilliger Branchenvereinbarungen (Kooperationslösungen) im Umweltschutz. – In: Bundesverband der Deutschen Industrie: Freiwillige Kooperationslösungen im Umweltschutz. Ergebnisse eines Gutachtens und Workshops. – Köln: Bundesverband der Deutschen Industrie. – BDI-Drucksache 249. – S. 1–166.

LENSCHOW, A. (1997): The Implementation of EU Environmental Policy in Germany. In: KNILL, C. (Hrsg.): The Impact of National Administrative Traditions on the Implementation of EU Environmental Policy. – Preliminary Research Report for the Comission of the European Union, DG XI. Florenz: Europäisches Hochschulinstitut/Robert-Schumann-Center. – S. 1–64.

LOSKE, R. (1997): Die Wirtschaftsmänner – der Zukunft zugewandt?. – Frankfurter Rundschau vom 29. Juli, S. 10.

LÜERS, H. (1997): Der Bedeutungszuwachs für die Flächennutzungsplanung durch das Bau- und Raumordnungsgesetz 1998. – Umwelt- und Planungsrecht 17 (9), 348–354.

MAIER-RIGAUD, G. (1996): Für eine ökologische Wirtschaftsordnung. – In: ALTNER, G. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 1996. – München: Beck. – S. 71–79.

MAYNTZ, R. (1993): Policy-Netzwerke und die Logik von Verhandlungssystemen. – In: HÉRITIER, A. (Hrsg.): Policy-Analyse: Kritik und Neuorientierung. – Opladen: Wissenschaftlicher Verl. – Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 24/93. – S. 39–56.

MEYER, H., BORGS, H. (1982): Verwaltungsverfahrensgesetz. – Frankfurt am Main: Metzner. – 790 S.

MIDDEKE, A. (1994): Nationaler Umweltschutz im Binnenmarkt. – Köln: C. Heymanns. – 433 S.

MITSCHANG, S. (1995): Bauleitplanung, Eingriffsregelung und Öko-Konto. – München: Institut für Städtebau und Wohnungswesen der Deutschen Akademie für Städtebau und Landesplanung. – Manuskriptreihe ISW. – 8 S.

MÖSCHEL, W. (1983): Recht der Wettbewerbsbeschränkungen. – Köln: C. Heymanns. – 756 S.

Monopolkommission (1996): Wettbewerbspolitik in Zeiten des Umbruchs: Hauptgutachten XI. – Baden-Baden: Nomos.

MOORMANN, F.-J. (1997): Staatliche Überwachung und Öko-Audit. – Zeitschrift für Umweltrecht 8 (4), 188–193.

MÜGGENBORG, H.-J. (1990): Formen des Kooperationsprinzips im Umweltrecht der Bundesrepublik Deutschland. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 9 (10), 909–917.

MURSWIEK, D. (1988): Freiheit und Freiwilligkeit im Umweltrecht. – Juristen-Zeitung 43 (21), 985–993.

OEBBECKE, J. (1986): Die staatliche Mitwirkung an gesetzesabwendenden Vereinbarungen. – Deutsches Verwaltungsblatt 101 (16), 793–799.

PALME, C. (1992): Das Unternehmen im Zugriff europäischer und nationaler Umweltschutzgesetzgebung. – Europäisches Wirtschafts- und Steuerrecht H. 12, S. 377–387.

PERNICE, I. (1992): Rechtlicher Rahmen der europäischen Unternehmenskooperation im Umweltbereich unter besonderer Berücksichtigung von Art. 85 EWGV. – Europäische Zeitschrift für Wirtschaftsrecht 3 (5), 139–143.

PERNICE, I. (1994): Kriterien der normativen Umsetzung von Umweltrichtlinien der EG im Lichte der Rechtsprechung des EuGH. – Europarecht 29 (3), 325–341.

POMMERENKE, D. (1996): Rechtliche Beurteilung von Umweltvereinbarungen nach den EG-Verträgen. – Recht der Energiewirtschaft H. 4, 131–141.

REBENTISCH, M. (1995): Die Immissionsschutzrechtliche Genehmigung – ein Instrument integrierten Umweltschutzes? – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 14 (10), 949–953.

RENGELING, H.-W. (1988): Das Kooperationsprinzip im Umweltrecht. – Köln: C. Heymanns. – 223 S.

RENNINGS, K., BROCKMANN K. et al. (1996): Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtung. – Heidelberg: Physica. – Schriftenreihe des Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung. – 292 S.

RIESENKAMPFF, A. (1995): Die private Abfallentsorgung und das Kartellrecht. – Betriebs-Berater 50 (17), 833–840.

RÖNCK, R. (1995): Technische Normen als Gestaltungsmittel des Europäischen Gemeinschaftsrechts. – Berlin: Duncker & Homblot. – 312 S.

ROTH, R. (1991): Abkehr vom Etatismus. – In: SÜSS, W. (Hrsg.): Die Bundesrepublik in den achtziger Jahren. – Opladen: Wissenschaftlicher Verl. – S. 203–218.

RWI (Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirschaftsforschung (1997): CO_2-Monitoring der deutschen Industrie – ökologische und ökonomische Verifikation. – Essen: RWI.

SCHÄFER, K. (1997): Zum integrierten Konzept der IVU-Richtlinie. – Umwelt- und Planungsrecht 17 (11/12), 414–429.

SCHAFHAUSEN, F. (1997): Die Erklärung der deutschen Wirtschaft zur Klimavorsorge: Instrumentenmix als Ansatz für eine nachhaltig wirksame Umweltvorsorgepolitik. – In: WICKE, L. (Hrsg.): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft – umweltpolitischer Erfolgsgarant oder Irrweg?. – Bonn: Economica. – S. 171–200.

SCHARPF, F. (1993): Positive und negative Koordination in Handlungssystemen. – In: HÉRITIER, A. (Hrsg.): Policy-Analyse: Kritik und Neuorientierung. – Opladen: Wissenschaftlicher Verl. – Poltische Vierteljahresschrift, Sonderheft 24. – S. 57–83.

SCHERER, J. (1991): Rechtsprobleme normersetzender „Absprachen" zwischen Staat und Wirtschaft am Beispiel des Umweltrechts. – Die Öffentliche Verwaltung 44 (1), 1–7.

SCHMIDT-PREUß, M. (1997a): Verpackungsverordnung und Kartellrecht. – In: Festschrift für Otfried Lieberknecht. – München: C. H. Beck. – S. 549–570.

SCHMIDT-PREUß, M. (1997b): Verwaltung und Verwaltungsrecht zwischen gesellschaftlicher Selbstregulierung und staatlicher Steuerung. – Veröffentlichungen der Vereinigung der Deutschen Staatsrechtlehrer 56, S. 160–234.

SCHMITT-TEGGE, J. (1997): Die Selbstverpflichtungen im Bereich der Getränkeverpackungen von 1977 und 1982 zur Verringerung der Abfallmengen aus Getränkeverpackungen und zu verstärkten Recyclingleistungen u. a. bei Behälterglas und Weißblech. – In: WICKE, L. (Hrsg.): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft – umweltpolitischer Erfolgsgarant oder Irrweg?. – Bonn: Economica.

SCHMIHING, C., ELLRINGMANN, H., CHROBOK, R. (1995): Umweltschutzmanagement. – Neuwied: Luchterhand Verlag.

SCHULTE, M. (1995): Schlichtes Verwaltungshandeln. – Tübingen: Mohr. – JuS Publicum. Bd. 12. – 257 S. – zugleich: Münster: Univ. (Habil.Schr., 1994).

SCHULTZ, K.-P. (1997): Wettbewerb in der Entsorgungswirtschaft. – In: Umweltschutz und Wettbewerb. – Berlin: E. Schmidt. – Umwelt- und Technikrecht. Bd. 38. – S. 107–133.

SCHUPPERT, F. (1995): Rückzug des Staates? Zur Rolle des Staates zwischen Legitimationskrise und politischer Selbstbestimmung. – Die Öffentliche Verwaltung 48 (18), 761–770.

Smithsonian Institution (1997): International Workshop on Endocrine Disruptors: Workshop Report, Jan. 23–24, 1997. – http://www.epa.gov/endocrine/pubs.html. – 12 S.

SPANNOWSKY, W. (1994): Grenzen des Verwaltungshandelns durch Verträge und Absprachen. – Berlin: Duncker & Humblot. – Tübinger Schriften zum Staats- und Verwaltungsrecht. Bd. 26. – zugleich: Tübingen: Universität (Habil.Schrift 1993 bis 1994). – 591 S.

SPIES, R. (1994): Von der Kooperation in der Abfallpolitik zur staatlich flankierten Selbstorganisation: Das Duale System. – Staatswissenschaft und Staatspraxis 5 (1), 267–302.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1987): Stellungnahme zur Umsetzung der EG-Richtlinie über die Umweltverträglichkeitsprüfung in das nationale Recht. – Bonn: BMU (Hrsg.). – 15 S. – auch in: Deutsches Verwaltungsblatt 1. Januar 1998.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (1996a): Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SRU (1996b): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 127 S.

STEINBERG, R., KOEPFER, I. (1997): IVU-Richtlinie und immissionsschutzrechtliche Genehmigung. – Deutsches Verwaltungsblatt 112 (16), 973–982.

TROGE, A. (1997): Erfolgs- und Problemfälle umweltbezogener Selbstverpflichtungen aus der Sicht des Umweltbundesamts. – In: WICKE, L. (Hrsg.): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft – umweltpolitischer Erfolgsgarant oder Irrweg?. – Bonn: Economica. – S. 133–151.

TRUTE, H.-H. (1996): Die Verwaltung und das Verwaltungsrecht zwischen gesellschaftlicher Selbstregulierung und staatlicher Steuerung. – Deutsches Verwaltungsblatt 111 (17), 950–964.

UBA (Umweltbundesamt) (1994): Jahresbericht 1994. – Berlin: Umweltbundesamt [1995].

UBA (1995): Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. Fachgespräch Berlin, 9.–10. März 1995. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 65/95.

UBA (1997): Nachhaltiges Deutschland: Wege zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. – Bericht der Arbeitsgruppe „Agenda 21/Nachhaltige Entwicklung" im Umweltbundesamt. – Berlin: E. Schmidt.

UN (United Nations) (1995): Report of the Conference of the Parties on its First Session, Held in Berlin from 28 March to 7 April 1995. – Document FCCC/CP/1995/7/Add.1, 6 June 1995.

UN (1997a): Kyoto Protocol to the United Nations Framework Convention on Climate Change. – Document FCCC/CP/1997/L.7/Add.1, 10 December 1997.

UN (1997b): Adoption of a Protocol or Another Legal Instrument: Fulfilment of the Berlin Mandate. Draft Decision submitted by the Comittee of the Whole. – Document FCCC/CP/1997/L.7, 10 December 1997.

VOELZKOW, H. (1985): Organisierte Wirtschaftsinteressen in der Umweltpolitik: Eine Untersuchung über ordnungspolitische Optionen des Verbandswe-

sens. – (unveröffentl.) Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Bielefeld: Univ., Fak. für Soziologie.

WAGNER, H., BUDDE, A. (1997): Erfahrungen mit dem Umwelt-Audit-System in Deutschland. – Zeitschrift für Umweltrecht 8 (5), 254–260.

WAGNER, J. (1997): Das neue Bauplanungsrecht – zu seiner Verknüpfung mit dem Bauordnungs-, Fach- und Umweltplanungsrecht. – Umwelt- und Planungsrecht 17 (10), 387–394.

WAGNER, J., MITSCHANG, S. (1997): Novelle des BauGB 1998: Neue Aufgaben für die Bauleitplanung und die Landschaftsplanung. – Deutsches Verwaltungsblatt 112 (19), 1137–1146.

WALBECK, M., SONNENSCHEIN, D. (1997): Emissionsszenarien des Verkehrs. – Forschungszentrum Jülich.

WALLENBERG, G. von (1980): Die Zulässigkeit von Umweltschutzkartellen. – Gewerblicher Rechtsschutz und Urheberrecht 82 (9), 833–839.

WERNER, J. (1996): Das EU-Netzwerk für Umsetzung und Vollzug von Umweltrecht. In: LÜBBE-WOLF, G. (Hrsg.): Der Vollzug des europäischen Umweltrechts. – Berlin: E. Schmidt. S. 131–138.

22. Wettbewerbsbericht (1992): Kommission der Europäischen Gemeinschaften: XXII. Bericht über die Wettbewerbspolitik 1992. – Brüssel: Amt für amtliche Veröffentlichungen [1993].

23. Wettbewerbsbericht (1993): Kommission der Europäischen Gemeinschaften: XXIII. Bericht über die Wettbewerbspolitik 1993. – Brüssel: Amt für amtliche Veröffentlichungen [1994].

25. Wettbewerbsbericht (1995): Kommission der Europäischen Gemeinschaften: XXV. Bericht über die Wettbewerbspolitik 1995. – Brüssel: Amt für amtliche Veröffentlichungen [1996].

WICKE, L., KNEBEL, J. (1997): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft: Chancen und Grenzen für Umwelt, (mittelständische) Wirtschaft und Umweltpolitik. – In: WICKE, L. (Hrsg.): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft – umweltpolitischer Erfolgsgarant oder Irrweg?. – Bonn: Economica. – S. 1–50.

Wissenschaftlicher Beirat beim BMWi (1996): Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats beim Bundesministerium für Wirtschaft: Anpassung des deutschen Kartellgesetzes an das europäische Recht? – Bonn: Bundesministerium für Wirtschaft.

ZEZSCHWITZ, F. von (1978): Wirtschaftliche Lenkungstechniken: Selbstbeschränkungsabkommen, Gentlemen's Agreements, Moral Suasion, Zwangskartell. – Juristische Arbeitsblätter 10 (10), 497–505.

Kapitel 3.1

AgPU (Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V.) (1995): Stellungnahme zur Studie Konversion der Chlorchemie. – Bonn: Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt.

AgPU (1996a): Beantwortung des BLAU-Fragenkataloges von 1996, S. 8.

AgPU (1996b): Stellungnahme vom September 1996 zum BLAU-Bericht PVC 1996, Anlage 2: Ökobilanzen zu PVC. – Bonn: Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt e.V., internes Papier (intern\lca-1.lin), 14. August 1996.

AHLBORN, F., TEGNER, H. (1996): Die Gewerbeabfallgebühr von 1991 bis 1996: Entwicklung, Hintergründe, Perspektiven. – Müll und Abfall (28) 12, 780–785.

ALBERS, H. (1990): Gebührenmaßstäbe als Mittel zur Abfallreduzierung? – Der Städtetag H. 6, 447–451.

APME (Association of Plastics Manufacturers in Europe) (1994a): Eco-profiles of the European polymer industry. – Brüssel: Association of Plastics Manufacturers in Europe APME. – Report 5: Coproducts.

APME (1994b): Eco-profiles of the European polymer industry. – Brüssel: Association of Plastics Manufacturers in Europe. – Report 6: Polyvinyl Chloride.

Arbeitsgemeinschaft CYCLE im VDMA (1995): Freiwillige Maßnahmen zur Rücknahme und Verwertung elektrischer und elektronischer Produkte aus Informationstechnik, Bürokommunikation-Systeme und anderer artverwandter Investitionsgüter (Stand 2. Oktober 1995). – Frankfurt: Verband Deutscher Maschinen- und Anlagenbau.

Arbeitsgemeinschaft Kunststoffverwertung (1995): Ökobilanzen zur Verwertung von Kunststoffabfällen aus Verkaufsverpackungen. Kurzfassung. – Köln: TÜV Rheinland Sicherheit und Umweltschutz GmbH (Hrsg.). – S. 32 f.

ARNDT, H.-W. (1990): Lenkung durch Steuern und sonstige Abgaben auf dem Gebiet des Wirtschaftsverwaltungsrechts. – Wirtschaft und Verwaltung H. 1, 1–49.

AULEHNER, J. (1995): Einweg – Mehrweg – Irrweg, Mehrwegquote und Zwangspfand in der VerpackV. – Betriebs-Berater 50 (1), 1–16.

BAARS, B. A. (1997): Zulässigkeit der Verwertung von Abfällen in Hausmüllverbrennungsanlagen – ein Beitrag zur Abgrenzungsdebatte Verwertung/Beseitigung. – Umwelt- und Planungsrecht 17 (6), 229–234.

BALS, H., LAHL, U. (1991): Gebührenpolitik im Dienste des Umweltschutzes. – Der Städtetag H. 9, 608–614.

BARNISKE, L., JOHNKE, B. (1996): Nachhaltige umweltgerechte Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung. – UTA (Umwelt, Technologie, Aktuell) 7 (4), 326–334.

BARTRAM, B., SCHADE, R. (1995): Andienungs- und Überlassungspflichten contra Eigenverwertung. – Umwelt- und Planungsrecht 15 (7), 253–257.

BAUERNFEIND, E. (1996): Kommentierung zu § 1 – Kommunalabgaben. – In: DRIEHAUS, H.- J.: Kommunalabgabenrecht. – Herne: Verl. Neue Wirtschaftsbriefe. – Loseblattausgabe, Stand September 1997.

BAUM, H.-G., CANTER, J. (1997): Überzeugendere Gebührengestaltung in der Abfallentsorgung. – Wasser & Boden 49 (5), 10–17.

BAUMOL, W.J., OATES, W.E. (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment. – Swedish Journal of Economics, Jg. 73, 42–54.

BAUR, J. (1983): Vertragliche Anpassungsregelungen: Dargestellt am Beispiel langfristiger Energielieferungsverträge. – Heidelberg: Verlagsgesellschaft Recht und Wirtschaft. – 130 S.

BDE (Bundesverband der deutschen Entsorgungswirtschaft) (1996): Baureststoffe. – Köln: BDE. – Kreislaufwirtschaft in der Praxis Nr. 4. – 24 S. u. Anh.

BECK, R. (1998): Neues System zur Erfassung und Verwertung von Verkaufsverpackungen im Landkreis Lahn-Dill. – Wasser, Luft und Boden (WLB) 42 (1/2), 61–63.

BECKMANN, M. (1997): Abfallwirtschaftsplanung als Instrument zur Umsetzung der TA Siedlungsabfall. – Deutsches Verwaltungsblatt 112 (4–5), 216–225.

BENZLER, G., HALSTRICK-SCHWENK, M., KLEMMER, P., LÖBBE, K. (1995): Wettbewerbskonformität von Rücknahmeverpflichtungen im Abfallbereich. – Essen: RWI. – Untersuchungen des Rheinisch-Westfälischen Instituts für Wirtschaftsforschung, H. 17.

BERGS, C.-G., DREYER, S., NEUENHAHN, P., RADDE, C.-A. (1993): TA Siedlungsabfall. Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen; mit Erläuterungen; ergänzende Empfehlungen und Beschlüsse. – Berlin: E. Schmidt. – Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Bd. 61.

Bericht der Bundesregierung (1987): Bericht der Bundesregierung über den Vollzug des Abfallgesetzes vom 27. August 1986. – Bonn: Heger-Verl. – BT-Drucksache 11/756 vom 1. September 1987. – Teil A: Bericht (S. 3–22). – Teil B: Materialien (Anhang) (S. 23–128).

Bezirksregierung Köln (1996): Abfallentsorgungsplan für den Regierungsbezirk Köln: Teilplan Klärschlamm, B. 3, S. 6 f.

BICKEL, C. (1992): 20 Jahre Abfallbegriff. – Natur + Recht 14 (9), 361–371.

BILITEWSKI, B., APITZ, B. (1997): Abfallgebühren – eine Schraube ohne Ende? – Entsorgungs-Praxis 15 (10), 28–32.

BILITEWSKI, B., GEWIESE, A., HÄRDTLE, G., MAREK, K. (1995): Vermeidung und Verwertung von Reststoffen in der Bauwirtschaft. – Berlin: E. Schmidt. – Beihefte zu Müll und Abfall, Nr. 30.

BIZER, K., DOPFER, J., EWEN, C. (1994): Die Abgabe auf Sonderabfall in Baden-Württemberg. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 7 (84), 554–564.

BLAU (Bund/Länder-Ausschuß Umweltchemikalien) (1992): Bericht des Bund/Länder-Ausschusses Umweltchemikalien (BLAU) an die 39. Umweltministerkonferenz (UMK) über Auswirkungen auf die Umwelt bei der Herstellung, Verwendung, Entsorgung und Substitution von PVC.

BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (1990): Stellenwert der Hausmüllverbrennung in der Abfallentsorgung: Bericht des Umweltbundesamtes. – Bonn: BMU.

BMU (1991): Bericht des Bundes 1991 II, Top 12.34a zur 37. Umweltministerkonferenz am 21./22. Nov. 1991 in Leipzig.

BMU (1994): Bundeseinheitliche Praxis bei der Überwachung der Verbrennungsbedingungen an Abfallverbrennungsanlagen nach der 17. BImSchV. – RdSchr. d. BMU v. 01.09.1994 – IG 13 – 51 134/3. – GMBl. 1994, Nr. 44, S. 1231–1235.

BMU (1996a): Verordnung über die Entsorgung von Geräten der Informationstechnik (IT-Geräte-Verordnung). – Entwurf vom 20. Februar 1996. – Bonn: BMU, WA II 3–30 114/8.

BMU (1996b): Gesamtkosten für die Beseitigung von Siedlungsabfällen (Behandlung und Ablagerung). – Umwelt: Information des BMU H. 10, 338–340.

BMU (1997a): Entwurf einer Verordnung über die Rücknahme und Entsorgung gebrauchter Batterien und Akkumulatoren (Batterieverordnung – BattV) mit Begründung. – Bonn: BMU, WA II 3 – 30114-4/3.

BMU (1997b): Aktueller Bericht des Bundes 1996 I zur 46. Umweltministerkonferenz am 12./13. Juni 1996 in Lübeck. – S. 44 f.

BMU (1997c): Novellierung der Verpackungsverordnung. – Umwelt: Information des BMU H. 7–8, 315.

BÖHM, M. (1990): Kommunale Abfallgebühren und Altlastensanierung. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 9 (4), 340–342.

BOHLMANN, J. (1996): Einbindung von thermischen Abfallbehandlungsanlagen in Gesamtkonzepte. – AbfallwirtschaftsJournal 8 (6), 20–22.

BOTHE, M. (1987): Rechtliche Spielräume für die Abfallpolitik der Länder nach Inkrafttreten des Bundesgesetzes über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen vom 27. August 1989. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 6 (11), 938–947.

BRAHMS, E., EDER, G., GREINER, B. (1989): Papier-Kunststoff-Verpackungen: Eine Mengen- und Schadstoffbetrachtung. – Berlin: E. Schmidt. – Berichte des Umweltbundesamtes 1/89.

BRENCK, A. (1996a): Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Bewertung und marktwirtschaftliche Alternativen. – In: BRENCK, A. et al. (Hrsg.): Entsorgungslogistik: Auswirkungen des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes auf logistische Entscheidungen. – Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht. – Beiträge aus dem Institut für Verkehrswissenschaft, Bd. 139. – S. 7–70.

BRENCK, A. (1996b): Ökonomische Lösungen des Problems der Gefährlichkeit von Stoffen. – Münster: Univ., Institut für Verkehrswissenschaft, Diss. – 173 S.

BUCHNER, N. (1996): Kunststoffverwertung: ein Appell an die Vernunft. – Müll und Abfall (28) 7, 448–453.

Bundesgesundheitsamt (1990): Empfehlungen zur Reinigung von Gebäuden nach Bränden. – Bundesgesundheitsblatt 33 (1).

CANTNER, J. (1997): Die Kostenrechnung als Instrument der staatlichen Preisregulierung in der Abfallwirtschaft. – Heidelberg: Physica. – 556 S.

CHANTELAU, F., MÖKER, U. (1989): Ökologisierung kommunaler Abgaben – Taunusstein: Eberhard Blottner Verl. – 128 S.

CONSULTIC (1997): Statistik zum Kunststoffrecycling 1995, im Auftrag der Kunststoffindustrie und des Umweltbundesamtes. – Nach: MÜGGE, J.: PVC – der Werkstoffklassiker mit der Prise Salz. – Technischer Handel H. 2, 111–114.

DAHMEN, A. (1992): Abfallgebühr – quo vadis?. – Kommunale Steuer-Zeitschrift H. 7, 121–126 und H. 8, 143–148.

DAHMEN, A. (1995): Kommentierung zu § 4 – Gebühren (Allgemeines) und Kommentierung zu § 6 – Benutzungsgebühren. – In: DRIEHAUS, H.-J.: Kommunalabgabenrecht. – Herne: Verl. Neue Wirtschaftsbriefe. – Loseblattausgabe, Stand September 1997.

DEDY, H. (1993): Mögliche Auswirkungen des § 9 Abs. 2 LAbfG auf die gemeindlichen Abfallgebühren. – Städte- und Gemeinderat H. 3, 88–99.

DIECKMANN, M. (1992): Der Abfallbegriff des EG-Rechts und seine Konsequenzen für das nationale Recht. – Natur + Recht 14 (9), 407–412.

DOLDE, K.-P., VETTER, A. (1997): Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 16 (10), 937–943.

DPU (Deutsche Projektunion GmbH) (1996): Öko-Dumping auf dem Vormarsch? Verwertungs- und Beseitigungswege von besonders überwachungsbedürftigen Reststoffen aus Deutschland – Heute und Morgen. – Essen: Abfallverwertungsgesellschaft mbH (Hrsg.).

Duales System Deutschland GmbH (1995): Wertstoffrecycling in Zahlen: Techniken und Trends. – 2. akt. Ausgabe. – Köln: DSD.

Duales System Deutschland GmbH (1997): Grüner Punkt legt Mengenstromnachweis 1996 vor. – Köln: DSD. – Presseinformation vom 6. Mai 1997.

EGER, T. (1995): Eine ökonomische Analyse von Langzeitverträgen. – Marburg: Metropolis. – 263 S.

EMPA (Eidgenössische Materialprüfungsanstalt) (1997): Ökobilanzieller Vergleich von Rohrleitungssystemen für Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung. – St. Gallen.

EMSLANDER, T. (1995): Das duale Entsorgungssystem für Verpackungsabfall. Ein effizientes Regulierungsinstrument? – Wiesbaden: Deutscher Universitäts-Verl. – 203 S.

ENGELMANN, M., SKURA, J. (1996): PVC im Brandfall. – Gummi Fasern Kunststoffe 49 (7), 554 bis 558.

Enquete-Kommission (1994): Die Industriegesellschaft gestalten – Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen. – Bericht der Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt – Bewertungskriterien und Perspektiven für umweltverträgliche Stoffkreisläufe in der Industriegesellschaft". – Bonn: Economica. – (zugleich BT-Drs. 12/8260)

EVC (European Vinyls Corporation) (1992): PVC Recycling 1/92. – Brüssel.

EWERS, J., ECKARDT, C.-F., RUTKOWSKY, S. et al. (1997): Zwischen Entsorgungsnotstand und Überkapazitäten. – Studie zum Forschungsvorhaben „Optimierung des Verbrauchs knapper Deponiekapazitäten" im Auftrag des BMWi. – Münster: Univ., Institut für Verkehrswissenschaft. – 447 S.

EWRINGMANN, D., MARK, M. van, BENKERT, W. (1990): Aufgaben, Organisation und Finanzierung eines von der Wirtschaft selbst getragenen Fonds zur Abfallverminderung durch die Rückgewinnung von Wertstoffen aus Siedlungsabfällen, insbesondere aus gebrauchten Verpackungen. – Gutachten für die Arbeitsgemeinschaft Verpackung und Umwelt e.V.

FILIP, Z. (1993): Mikrobiologische, biochemische und stoffliche Beurteilung des Stabilisierungsprozesses in einer Hausmülldeponie. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung. Kompostierung – Anaerobtechnik – kalte Vorbehandlung. – Witzenhausen: M.I.C. Baeza. – S. 877–904.

FLUCK, J. (1993): Zum Abfallbegriff im europäischen, im geltenden und im werdenden deutschen Abfallrecht. – Deutsches Verwaltungsblatt 108 (10), 590–599.

FRENZ, W. (1996): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – Köln: C. Heymanns. – 439 S.

FRICKE, K., WALLMANN, R., DOEDENS, H., CUHLS, C. (1997): Abluftemissionen bei der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung. – AbfallwirtschaftsJournal 9 (5), 25–34.

FRIEDL, C. (1997): Entsorgung nach Punkten. – VDI-Nachrichten Nr. 32.

FRITSCH, K. (1996): Das neue Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. – München: C.H. Beck. – 291 S.

GALLENKEMPER, B., GELLENBECK, K., DORNBUSCH, H.-J. (1996): Gebührensysteme und Abfuhrrhytmen in der kommunalen Abfallwirtschaft: Erfahrungen und Handlungsempfehlungen. – Berlin: E. Schmidt. – 164 S.

GAßNER, H., SIEDERER, W. (1997): Ablagerung biologisch-mechanisch vorbehandelter Abfälle nach dem 1. Juni 2005: Handlungsspielräume der TA-Siedlungsabfall. – Müll und Abfall 29 (5), 256–267.

GAWEL, E. (1994): Umweltpolitik zwischen Verrechtlichung und Ökonomisierung. – Ordo, Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft, Bd. 45. – S. 63–103.

GAWEL, E. (1995a): Ökologisch orientierte Entsorgungsgebühren: Ökonomische Analyse von Wasser- und Abwassergebühren als Mittel kommunaler Umweltpolitik. – Berlin: E. Schmidt. – 185 S.

GAWEL, E. (1995b): Die kommunalen Gebühren: Ökonomische, ökologische und rechtliche Ansätze einer gesamtwirtschaftlichen Neuorientierung. – Berlin: Duncker & Humblot. – Finanzwissenschaftliche Forschungsarbeiten, Bd. 64. – 414 S.

Gerling Consulting Gruppe (1997): Zum Gefährdungspotential von Bauteilen aus Polyvinylchlorid bei Bränden aus Sicht des Sachversicherers. Bericht. – Bonn: Arbeitsgemeinschaft PVC und Umwelt.

GIESEN, H. (1993): Die Entgeltpolitik in der kommunalen Abfallwirtschaft. – Der Städtetag H. 4, 305–311.

GOTTSCHALK, J. (1992): Flugstromverfahren – ein Verfahren der Kohlenstoffadsorptionstechnik zur Minimierung der Restemissionen, Teil 1. – AbfallwirtschaftsJournal 4 (12), 997–1001.

GOTTSCHALK, J. (1993): Flugstromverfahren – ein Verfahren der Kohlenstoffadsorptionstechnik zur Minimierung der Restemissionen, Teil 2. – AbfallwirtschaftsJournal 5 (1), 78–81.

GVM (Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung) (1997): Entwicklung des Verpackungsverbrauchs 1990 bis 1995, 1996 vorläufig. – Wiesbaden.

HABERSATTER, K. (1991): Ökobilanz von Packstoffen. – Bern: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). – Schriftenreihe Umwelt, 132. – 167 S., A 95 S.

HÄDER, M., WEILAND, R. (1996): Entsorgungspflichten als Instrument der Abfallwirtschaft: Inhalt und Einsatzvoraussetzungen eines neueren Instruments. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 9 (2), 247–254.

HALBEKATH, J., MOSER, M. unter Mitarb. v. MARTEN, J. (1992): Greenpeace-Studie Chlorchemie: Stand des PVC-Recycling in Deutschland und seine umweltpolitische Bedeutung. – Berlin: Institut für ökologisches Recycling.

HANSMEYER, K.-H. (1993): Das Duale System und die Verpackungsverordnung. – Wirtschaftsdienst 73 (5), 232–236.

HARTKOPF, G., BOHNE, E.: (1983): Umweltpolitik, Bd. 1: Grundlagen, Analysen und Perspektiven. – Opladen: Westdeutscher Verl. – S. 451 ff.

HECHT, D., WERBECK, N. (1994): Rücknahmeverpflichtungen als Instrument der Abfallwirtschaft – eine ökonomische Analyse am Beispiel des Dualen Systems Deutschland. – Bochum: Ruhr-Universität, Seminar für Wirtschafts- und Finanzpolitik. – Diskussionsbeiträge Nr. 23.

HEISTER, J., MICHAELIS, P. (1991): Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten: Möglichkeiten zur Verringerung der Kohlendioxid- und Stickoxidemissionen. – Tübingen: J.C.B. Mohr. – Kieler Studien, Bd. 237. – 292 S.

HERMANNI, E. von (1995): Vergleich thermischer Verfahren zur Restmüllbehandlung. – Wasser, Luft und Boden (WLB) 39 (6), 78–84.

HLfU (Hessische Landesanstalt für Umwelt) und HSL (Hessisches Statistisches Landesamt) (1997): Abfallmengenbilanz des Landes Hessen für das Jahr 1996. – Wiesbaden: HLfU. – Schriftenreihe Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, H. 237.

HÖSEL, G., LERSNER, H. von (Hrsg.) (1997): Recht der Abfallbeseitigung. – Kommentar zum KrW-/AbfG, Abschn. 1010 Rdnr. 4, 65. – Aufl. Dez. 1997. – Berlin: E. Schmidt. – Losebl.-Ausg.

HOLM-MÜLLER, K. (1993): Neudefinition von Eigentumstiteln zur Lösung umweltpolitischer Probleme: Die Rücknahmeverpflichtung im deutschen Abfallgesetz. – Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik, Bd. 212. – S. 480–496.

HOLM-MÜLLER, K. (1997): Ökonomische Anreize in der deutschen Abfallpolitik. – Heidelberg: Physica. – 240 S.

Institut für Demoskopie Allensbach (1996): Typologie der Abfallsortierer: Ergebnisse einer repräsentativen Bevölkerungsumfrage Juli/August 1996. Zusammenfassung. – Allensbach: IfD.

JAGER, J., KRUSE, H., LAHL, U. et al. (1997): Emissionen aus mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsanlagen (MBA): Anorganische und organische Stoffe mit toxischem Wirkungspotential. – Müll und Abfall 29 (6), 333–341.

JAGER, J., WILKEN, M. (1989): Verminderung von Dioxinen und anderen Schadstoffen in Emissionen und Rückständen von Müllverbrennungsanlagen. – In: THOMÉ-KOZMIENSK, K.J. (Hrsg.): Recycling von Abfällen. – Berlin: EF Verlag. – S. 33–39.

Jahresberichte der Abfallwirtschaft – Berichte der Bundesländer (1996/1997). – Wasser & Boden 49 (6), 30–83.

JAKUBOWSKI, P., TEGNER, H., KOTTE, S. (1997): Strategien umweltpolitischer Zielfindung: Eine ökonomische Perspektive. – Münster/Hamburg: LIT. – Umwelt- und Ressourcenökonomik, Bd. 10. – 176 S.

JOCKEL, W. (1993): Schwermetallemissionen in die Atmosphäre – Basis: Bundesrepublik Deutschland. – Entsorgungs-Praxis 11 (10), 716–721.

JOCKEL, W., KÖRBER, D. (1995): Dioxin-Problematik bei Klärschlammverbrennungsanlagen. – Wasser Abwasser Praxis (WAP) H. 1, 52–58.

JOHNKE, B. (1993): Dioxinemissionen aus Abfallverbrennungsanlagen. – UTA (Umwelt Technologie Aktuell) 4 (5), 383–387.

JOHNKE, B., WIEBUSCH, B. (1997): Stand und Entwicklung der thermischen Klärschlammentsorgung. – UTA (Umwelt Technologie Aktuell) 8 (2), S. 66–79.

KÄUFER, H., WEINLEIN, R., JÄKEL, C. (1995): Umweltanalyse von Trinkwasserinstallations-Systemen. – Sanitär- und Heizungstechnik, Sonderdruck, H. 4. – 6 S.

KERSTING, A. (1992): Die Vorgaben des europäischen Abfallrechts für den deutschen Abfallbegriff. – Deutsches Verwaltungsblatt 107 (6), 343–349.

KETELSEN, K., BRÖKER, E. (1997): Systematik und Kostenstrukturen von Kombinationsverfahren mit mechanischer, biologischer und thermischer Restabfallbehandlung. – AbfallwirtschaftsJournal 9 (5), 9–16.

KINDLER, H., NIKLES, A. (1980): Energieaufwand zur Herstellung von Werkstoffen: Berechnungsgrundsätze und Energieäquivalenzwerte von Kunststoffen. – Kunststoffe 70, 802–807.

KIRCHHOF, F. (1981): Die Höhe der Gebühr. – Berlin: Duncker & Humblot. – 173 S.

KIRCHHOF, F. (1994): Umweltabgaben im Abfallwesen. – Deutsches Verwaltungsblatt 109 (19), 1101 bis 1107.

KIRCHHOF, P (1990): Staatliche Einnahmen. – In: ISENSEE, J., KIRCHHOF, P. (Hrsg.): Handbuch des Staatsrechts der Bundesrepublik Deutschland. – Bd. IV: Finanzverfassung: Bundesstaatliche Ordnung. – Heidelberg: C.F. Müller. – S. 87–233.

KIRCHHOF, P. (1993): Verfassungsrechtliche Grenzen von Umweltabgaben. – In: KIRCHHOF, P. (Hrsg.): Umweltschutz im Abgaben- und Steuerrecht. – Köln: Otto Schmidt. – Veröffentlichungen der Deutschen Steuerjuristischen Gesellschaft, Bd. 15. – S. 3–31.

KLEINLOH, W., POLACK, H. (1991): Ökobilanzen als Entscheidungshilfe. – Chemische Industrie. Sonderdruck Nordrhein-Westfalen.

KLEMMER, P. (1996): Das Prinzip der Nachhaltigkeit – neuere stoffpolitische Ansätze. – Baden-Baden: Nomos. – List-Forum für Wirtschafts- und Finanzpolitik 22. Jg. – S. 313–330.

KLOEPFER, M. (1983): Zur aufschiebenden Wirkung von Rechtsbehelfen gegen Abwasserabgabenbescheide. – Juristen-Zeitung 38 (19), 742–752.

KONZAK, O., FIGGEN, M. (1996): Landesrechtliche Bestimmungen zu Andienungs- und Überlassungspflichten für besonders überwachungsbedürftige Abfälle. – Betriebs-Berater 51 (15), 753–759.

KRÄTZIG, L., POOS, B. (1992): Nachrüstung der Rauchgasreinigungsanlage der Müllverwertungsanlage Ingolstadt, Verbrennungslinie III. Teil 1. – Müll und Abfall 24 (6), 429–437.

KRÄTZIG, L., POOS, B. (1993): Nachrüstung der Rauchgasreinigungsanlage der Müllverwertungsanlage Ingolstadt, Verbrennungslinie III. Teil 2. – Müll und Abfall 25 (6), 450–459.

KREFT, G. (1977): Neue Wege im Gebührenrecht? – Deutsches Verwaltungsblatt 92 (8), 369–377.

Lahn-Dill-Kreis (1998): Optimiertes Erfassungs- und Verwertungssystem für Verpackungsabfälle (OEVV) in den Landkreisen Lahn-Dill und Gießen sowie in den Städten Wetzlar und Gießen. – Informationsmaterial. – 9 S.

LAMBSDORFF, O. Graf (1990): Duale Abfallwirtschaft statt Machteingriffe. – Handelsblatt, 5./6. Januar 1990, Nr. 4.

LAUTENSCHLAGER, G., SCHNABEL, W. (1993): Neue Entwicklungen und Erkenntnisse bei der Rostfeuerung. – In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Reaktoren zur thermischen Abfallbehandlung. – Berlin: EF-Verl.

LEIKAM, K., STEGMANN, R. (1995): Emissionsverhalten von mechanisch-biologisch vorbehandelten Restabfällen. – In: LECHNER, P. (Hrsg.): Emissionsverhalten von Restmüll. – Wien: Universität für Bodenkultur. – Waste Reports No. 02. – 20 S.

LEIKAM, K., STEGMANN, R. (1996): Stellenwert der mechanisch-biologischen Restabfallbahandlung. – AbfallwirtschaftsJournal 8 (9), 39–44.

LEIKAM, K., STEGMANN, R. (1997): Stand der Technik und Entwicklungsbedarf der mechanisch-biologischen Verfahren als Alternative und Ergänzung zur Verbrennung. – In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J. (Hrsg.): Abfallwirtschaft am Wendepunkt. – Neuruppin: TK-Verl. – S. 299–320.

LEMSER, B., TILLMANN, A. (1996): Zur Bildung von Abfallgebühren und zur Kosten- und Leistungsrechnung in der öffentlichen Abfallentsorgung aus betriebswirtschaftlicher Sicht. – Müll und Abfall 28 (1), 27–33 und 28 (2), 64–71.

LfU Bayern (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz) (1993): Dioxinmeßergebnisse bei unterschiedlichen Verbrennungstechniken und Rauchgasreinigungsverfahren. – München: LfU Bayern. – Heft 121, S. 129.

LICHTENFELD, U. (1996): Kommentierung zu § 4 – Gebühren (Allgemeines). – In: DRIEHAUS, H.-J.: Kommunalabgabenrecht. – Herne: Verl. Neue Wirtschaftsbriefe. – Loseblattausgabe, Stand September 1997.

LINDER, K.-J., ÖSTERLE, E., BOHLMANN, J. (1995): Vergleich innovativer, thermischer Restabfallbehandlungsverfahren. – Entsorgungs-Praxis 13 (1–2), 19–23.

LUA NW (Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen) (1996): Ergebnisse von Dioxinemissionsmessungen an Industrieanlagen in NRW. – Essen: LUA NW. – Materialienband Nr. 30.

MARK, M. van (1991): Prognose des Mittelaufkommens an dem geplanten Bundesabfallabgabengesetz. – Müll und Abfall 23 (12), 814–820.

MICHAELIS, P. (1992): Zur sektoralen Belastungswirkung der geplanten Abfallabgabe. – Die Weltwirtschaft H. 3, 338–351.

MICHAELIS, P. (1993): Ökonomische Aspekte der Abfallgesetzgebung. – Tübingen: Mohr. – Kieler Studien 254. – 121 S.

MÖLLER, R., JESKE, U. (1995): Recycling von PVC: Grundlagen, Stand der Technik, Handlungsmöglichkeiten. – Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe. – Reihe Technik und Umwelt. – Wissenschaftliche Berichte 5503.

MOHL, H., BACKES, J. (1991): Ökologisierung kommunaler Gebühren? – Zeitschrift für Kommunalfinanzen H. 3, 50–53.

Monopolkommission (1996): Wettbewerbspolitik in Zeiten des Umbruchs: Hauptgutachten 1994/1995. – Baden-Baden: Nomos. – S. 32–34.

MÜLLER, W., FRICKE, K., LECHNER, P., DOEDENS, H. (1997): Prüfmethoden zur Beschreibung der biologischen Stabilität. – In: BWK-Arbeitsgruppe „Restabfallbehandlung" (Hrsg.): Mechanisch-biologische Verfahren zur stoffspezifischen Abfallbeseitigung (Kap. 6). – Berlin: E. Schmidt. – Beihefte zu „Müll und Abfall" Nr. 33. – S. 66–86.

NEUKIRCHEN, B. (1993): Abgasreinigung ohne Ende? – In: Techniken der Restmüllbehandlung: Kalte und/oder thermische Verfahren, Tagung Würzburg 20./21. April 1993. – Düsseldorf: VDI. – VDI-Berichte Nr. 1033. – S. 209–220.

NOTTRODT, A. (1995): Rostfeuerung oder neue thermische Verfahren. – AbfallwirtschaftsJournal 7 (7), 291–297.

o.V. (1994): Verwertung von Altpapier. – Abfallwirtschafts-Journal 6 (11), 736–748.

OEST, W., DOEDENS, H., BOGON, H., ROSPUNT, J. (1995): Entwicklungsstand der mechanisch-biologischen Vorbehandlung (MBV) von Restabfällen. – Müll und Abfall 27 (6), 423–437.

OETKER, A. (1987): Die Lebensmittelverpackung in der öffentlichen Diskussion. – In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K.J., FRANKE, M. (Hrsg.): Verpackung und Umwelt. – Berlin: EF-Verl. – S. 260–265.

OSSENBÜHL, F. (1996): Zur Kompetenz der Länder für ergänzende abfallrechtliche Regelungen. – Deutsches Verwaltungsblatt 111 (1), 19–24.

PIGOU, A.C. (1932): The Economics of Welfare. – 4. Aufl. – London: Macmillan.

PLAßMANN, E., JOCKEL, W. (1994): Emissionssituation bei modernen Abfallverbrennungsanlagen. – Energieanwendung, Energie- und Umwelttechnik H. 1, 11–15.

POHLE, H. (1997): PVC und Umwelt: Eine Bestandsaufnahme. – Berlin: Springer.

PRANGHOFER, G. (1993): Erfahrungen mit Gewebefiltern in der Müllverbrennung. – VGB Kraftwerktechnik 73, 541–543.

Prognos (1994): Konversion Chlorchemie. – Wiesbaden: Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie und Bundesangelegenheiten, Referat II A 6. – 539 S.

Prognos (1995): Erläuterung zur Studie Konversion Chlorchemie: Teilbereich PVC. Erwiderung auf die Stellungnahme der AgPU. – Basel: Prognos.

Prognos (1997): Entsorgungsmarkt: Siedlungsabfall, Sonderabfall. Regionalisierte Daten, Prognosen bis 2010. – Jochen Hoffmeister (Bearb.). – Auszug. – Köln: Prognos.

QUEITSCH, P. (1994): Die Kostentragungspflicht für Restmüllanteile im Dualen System. – Städte- und Gemeinderat H. 2, 45–49.

REHBINDER, E. (1973): Politische und rechtliche Probleme des Verursacherprinzips. – Berlin: E. Schmidt. – Beiträge zur Umweltgestaltung 15. – 179 S.

RIJPKEMA, L.P.M (1996): Municipal solid waste combustion flow and cost expert (MSWC FACE) model. – TNO Institute of Environmental and Energy Research and Process Innovation, Holland.

ROTARD, W. (1992): PCDD und PCDF in Brandrückständen: Bewertung der gesundheitlichen Risiken und Sanierung der Schadensfälle. – Technische Überwachung (TÜ) 33 (5), 185–191.

RUTKOWSKY, S. (1998): Grundzüge einer effizienten und umweltgerechten Abfallpolitik. – Berlin: E. Schmidt (im Druck).

RUTKOWSKY, S., TEGNER, H. (1996): Rücknahmepflichten als Instrument der Abfallpolitik. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 9 (4), 507–519.

SANDER, H.P. (1995): Abfallpolitische Abgaben in Bund und Ländern. – UmweltMagazin 24 (9), 28–29.

SANDHÖVEL, A. (1994): Marktorientierte Instrumente der Umweltpolitik: Die Durchsetzbarkeit von Mengen- und Preislösungen am Beispiel der Abfallpolitik. – Opladen: Westdeutscher Verl. – Studien zur Sozialwissenschaft, Bd. 147. – 263 S.

SCHIEFFER, B., VOGT, K. (1988): Substitution von Polyvinylchlorid. – Lahntal: Wartig Chemieberatung GmbH. – 116 S.

SCHMITT-TEGGE, J. (1997): Die Selbstverpflichtungen im Bereich der Getränkeverpackungen von 1977 und 1982 zur Verringerung der Abfallmengen aus Getränkeverpackungen und zu verstärkten Recyclingleistungen u. a. bei Behälterglas und Weißblech. – In: WICKE, L. (Hrsg.): Umweltbezogene Selbstverpflichtungen der Wirtschaft – umweltpolitischer Erfolgsgarant oder Irrweg?. – Bonn: Economica.

SCHRÖDER, M. (1991): Aktuelle Konflikte zwischen europäischem und deutschem Abfallrecht. – Die öffentliche Verwaltung (21), 910–915.

SCHWARZE, R. (1996): Präventionsdefizite der Umwelthaftung und Lösungen aus ökonomischer Sicht. – Bonn: Economica. – 288 S.

SEDDIGH, F., BÜLL, U., RÖDIGER, T. (1996): Stand der Entsorgung von elektrischen und elektronischen Kleingeräten in der Bundesrepublik Deutschland. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 61/96.

SÖLLNER, F. (1996): Umweltabgaben und Umweltauflagen: Ein Gegensatz auch in der Praxis? – Ordo, Jahrbuch für die Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft, Bd. 47. – S. 195–213.

SPIES, R. (1994): Von der Kooperation in der Abfallpolitik zur staatlich flankierten Selbstorganisation: Das Duale System. – Staatswissenschaften und Staatspraxis H. 2, 267–302.

SPILLMANN, P., MAAK, D., COLLINS, H.-J. (1995): Erste Betriebserfahrungen mit dem mechanisch-biologischen Restabfallbehandlungsverfahren im Land-

kreis Bad Kreuznach. – Müll und Abfall 27 (5), 314 bis 321.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1991): Abfallwirtschaft. – Sondergutachten, September 1990. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 720 S.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 384 S.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

Statistisches Bundesamt (1990, 1993, 1994, 1995): Indizes der Produkte und Produktion ausgewählter Erzeugnisse im Produzierenden Gewerbe. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Fachserie 4, Reihe 2.1.

Statistisches Bundesamt (1996): Statistisches Jahrbuch 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel.

Statistisches Bundesamt (1997): Abfallbeseitigung im Produzierenden Gewerbe und in Krankenhäusern 1993. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Fachserie 19 (Umweltschutz), Reihe 1.2.

STAUDT, E., KUHENN, H., SCHROLL, M., INTERTHAL, J. (1997): Die Verpackungsverordnung. Auswirkungen eines umweltpolitischen Großexperiments. – Bochum. – Innovationen: Forschung und Management, Bd. 11.

STEGMANN, R., LEIKAM, K., HEERENKLAGE, J. (1996): Mechanisch-biologische Restabfallvorbehandlung: Möglichkeiten und Grenzen. – Unveröffentlichtes Manuskript, 11 S. – Vgl. auch LEIKAM und STEGMANN (1997).

TEGNER, H., GREWING, D. (1996): Haftung und Risikostandards: Strategien im Umgang mit Umweltchemikalien. – Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht (ZfU) 19 (4), 441–463.

TEMELLI, S., JOCKEL, W. (1995): Planung und Betrieb des Kessels 5 der AWG mbH Wuppertal, Teil 2. – AbfallwirtschaftsJournal 7 (3), 166–168.

TÖTSCH, W., GAENSSLEN, H. (1990): Polyvinylchlorid: Zur Umweltrelevanz eines Standardkunststoffes. – Köln: Verl. TÜV Rheinland.

TÖTSCH, W., POLACK, H. (1992): PVC und Ökobilanz. – Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung. Zeitschrift für Umweltchemie und Ökotoxikologie 4 (2), 90–95.

TPB (Töpfer Planung und Beratung GmbH) (1993): Elektronikschrott-Entsorgung/-Recycling: Management Summary. – Aschaffenburg: TPB.

TROGE, A. (1987): Das neue Abfallgesetz: Konsequenzen aus industrieller Sicht. – In: THOMÉ-KOZMIENSKY, K. J., FRANKE, M. (Hrsg.): Verpackung und Umwelt. – Berlin: EF-Verl. – S. 274–281.

UBA (Umweltbundesamt) (1982): Jahresbericht 1982. – Berlin: Umweltbundesamt [1983]. – S. 127 f.

UBA (1983): Jahresbericht 1983. – Berlin: Umweltbundesamt [1984]. – S. 129

UBA (1987): Jahresbericht 1987. – Berlin: Umweltbundesamt [1988]. – S. 134, 148 f.

UBA (Hrsg.) (1993): Umweltfreundliche Beschaffung: Handbuch zur Berücksichtigung des Umweltschutzes in der öffentlichen Verwaltung und im Einkauf. – 3. neubearb. Aufl., Stand Dezember 1992. – Wiesbaden: Bauverl.

UBA (1994a): Jahresbericht 1994. – Berlin: Umweltbundesamt [1995]. – S. 330 ff., 342.

UBA (1994b): Ökobilanzen für Getränkeverpackungen. – Berlin: Umweltbundesamt.

UBA (1995): Materialien zur produktbezogenen Ökobilanz. – Berlin: Umweltbundesamt. – Fachgeb. III 1.3.

UBA (1996): Jahresbericht 1996. – Berlin: Umweltbundesamt [1997]. – 278 S.

VAHRENHOLT, F. (1997): Standpunkt – Ökologisch sinnvolle Verwertung durch thermische Behandlung. – Wasser & Boden 49 (6), 5.

VCI (Verband der Chemischen Industrie) (1997): Stellungnahme zum Verfahren der Alkalichlorid-Elektrolyse mit asbesthaltigen Diaphragmen vom 15. Oktober 1997.

VERSTEYL, L.-A., WENDENBURG, H. (1996): Änderungen des Abfallrechts: Aktuelles zum Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz sowie dem untergesetzlichen Regelwerk. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 15 (10), 937–949.

WALLAU, F. (1997): Die aktuelle Situation der Altautoverwerter in der Kreislaufwirtschaft. – AbfallwirtschaftsJournal 9 (11), 42–45.

WEIDEMANN, C. (1995): Umweltschutz durch Abfallrecht. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 14 (7), 631–645.

WEIDEMANN, C. (1997): Kreislaufwirtschaft contra dezentrale Verwaltungswirtschaft: von den Schwierigkeiten bei der Umsetzung eines Privatisierungsgesetzes. – Gewerbearchiv H. 8, 311–319.

WENDT, R. (1990): Finanzhoheit und Finanzausgleich. – In: ISENSEE, J., KIRCHHOF, P. (Hrsg.): Handbuch des Staatsrechts der Bundesrepublik Deutschland. – Bd. IV: Finanzverfassung: Bundesstaatliche Ordnung. – Heidelberg: C.F. Müller. – S. 1021–1089.

WERBECK, N., HECHT, D. (1997): Quo vadis Abfall? Das Problem der Standortfindung für Abfallbeseitigungsanlagen aus ökonomischer Sicht. – In: FISCH, R., BECK, D. (Hrsg.): Entsorgungsnotstand und Verwaltungshandeln: Fallbeispiele – Konzepte – Perspektiven. Ein multidisziplinärer Zugang. – Baden-Baden: Nomos. – S. 71–99.

WEYREUTHER, F. (1997): Gebühren ohne Gegenleistung? – Zeitschrift für Umwelt- und Planungsrecht 17 (7), 261–267.

WIEBE, A., STEENKEN, A. (1993): Abfallgebühren. – In: LÜBBE-WOLFF, G. (Hrsg.): Umweltschutz durch kommunales Satzungsrecht. – Berlin: E. Schmidt. – 295 S.

WIEBUSCH, B., JOHNKE, B., CREDO, S., SEYFRIED, C.F. (1997): Stand der Monoklärschlammver-

brennung in Deutschland. – Korrespondenz Abwasser 44 (3), 473–480, 482–492.

WIEMER, K. (1993): Die Bedeutung mechanisch-biologischer Verfahren vor dem Hintergrund der TA-Siedlungsabfall. – In: WIEMER, K., KERN, M. (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung: Kompostierung – Anaerobtechnik – kalte Vorbehandlung. – Witzenhausen: M.I.C. Baeza. – S. 927–982.

WINTELER, S., LOHSE, J. (1994): Gefährlicher Kreislauf: Der Schadstoffeintrag in Zementwerke muß verringert werden. – Müllmagazin H. 1, 66–70.

WÖBBEKING, K.H. (1996): Kostenbewertung in der Entgeltkalkulation kommunaler Abfallwirtschaftsbetriebe. – Betriebswirtschaftliches Controlling, S. 325–354.

ZIEGLER, M. (1995): Deregulierung der Sonderabfallwirtschaft. – Bergisch Gladbach: Josef Eul. – 412 S.

ZIMMERMANN, F. (1989): Grundrechtsbindungen bei der Finanzierung öffentlicher Sach- und Dienstleistungen durch spezielle Entgelte. – Deutsches Verwaltungsblatt 104 (18), 901–907.

ZVEI (Zentralverband der Elektrotechnik- und Elektronikindustrie e.V.) (1988): Vereinbarung über die Entsorgung von Altbatterien vom 9. September 1988. – Bonn: ZVEI. – 5 S.

ZVEI (1993): Lösungskonzept der deutschen Elektroindustrie für die Verwertung und Entsorgung elektrischer und elektronischer Geräte: Memorandum zum Entwurf der Elektronikschrott-Verordnung. – Frankfurt: ZVEI.

ZVEI (1995): Zweite freiwillige Selbstbindung der Fortschreibung der am 9. September 1988 zugesagten freiwilligen Maßnahmen der Batteriehersteller, Batterieimporteure und des Handels vom 23. August 1995.

ZWEHL, W. von, KAUFMANN, M. (1994): Ökologisierung kommunaler Gebührenpolitik aus betriebswirtschaftlicher Sicht. – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 7 (4), 447–453.

Kapitel 3.2

ALTENBACH, S.B., KUO, C.-C., STARACI, L.C. et al. (1992): Accumulation of a Brazil nut albumin in seeds of transgenic canola results in enhanced levels of seed protein methionine. – Plant Molecular Biology 18, 235–245.

ALTENBACH, S.B., PEARSON, K.W., LEUNG, F.W., SUN, S.S.M (1987): Cloning and sequence analysis of a cDNA encoding a Brazil nut protein exceptionally rich in methionine. – Plant Molecular Biology 8, 239–250.

ALTENBACH, S.B., PEARSON, K.W., MEEKER, G. et al. (1989): Enhancement of the methionine content of seed proteins by the expression of a chimeric gene encoding a methionine-rich protein in transgenic plants. – Plant Molecular Biology 13, 513–522.

AMES, B.N. (1983): Dietary carcinogens und anticarcinogens. – Science 221, 1256–1263.

AMES, B.N., PROFET, M., GOLD, L.S. (1990): Dietary pesticides (99,99 % all natural). – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 87, 7777–7781.

AMMANN, K., JACOT, Y., RUFENER AL MAZYAD, P. (1996): Field release of transgenic crops in Switzerland: an ecological risk assessment of vertical gene flow. – In: KÄPPELI, O. (Hrsg.): Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen. – Basel: Bats. – S. 103–157.

BALACS, E., TEPFER, M. (1997): Summary of the OECD-Workshop: Potential Ecological Impact of Transgenic Plants Expressing Viral Sequences. – Gödöllö, Hungary, April 24–26 1997, in press.

BARON, C., ZAMBRYSKI, P.C. (1995): The plant response in pathogenesis, symbiosis and woulding: Variations on a common theme? – Annual Review of Genetics 29, 107–129.

BAUER, L.S. (1995): Resistance: a threat to the insecticidal crystal proteins of Bacillus thuringiensis. – Florida Entomologist 78 (3), 414–443.

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (1996): 25 Jahre LfU – Tätigkeitsbericht 1995. – Schriftenreihe H. 137. – S. 277–278.

BEVAN, M., GOLDSBROUGH, A. (1988): Design and use of Agrobacterium transformation vectors. – Genetic Engineering 10, 123–140.

BÖGER, P. (1994): Mögliche pflanzenphysiologische Veränderungen in herbizidresistenten und transgenen Pflanzen und durch den Kontakt mit Komplementärherbiziden. – In: DAELE, W. van den, PÜHLER, A., SUKOPP, H. (Hrsg,): Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz. – Wissenschaftszentrum Berlin (FS II 94–302) Heft 2. – S. 1–114.

BÖRCHERS, T., FRANKE, R., LODDENKÖTTER, B., SPENCER, F. (1997): PCR-ELISA zum schnellen Nachweis pflanzenspezifischer DNA. – In: SCHREIBER, G.A., BÖGL, K.W. (Hrsg.): Neue Wege der Lebensmittelanalytik: DNA-analytische Verfahren zur Artendifferenzierung. – bgvv-Hefte 9/1997. – S. 33–39.

BRANDT, P. (1995): Transgene Pflanzen: Herstellung, Anwendung, Risiken und Richtlinien. – Basel: Birkhäuser. – 308 S.

BÜCKER, A., JOERGES, C., NEYER, H., SCHLACKE, S. (1996): Social regulation through European committees: An interdisciplinary agenda and two fields of research. – In: PEDLER, R.H., SCHAEFER, G.F. (Hrsg.): Shaping European Law and Policy. – Maastricht. – S. 39–58.

BUHK, H.-J. (1997): Ist der Nachweis von gentechnischen Veränderungen in jedem Fall sinnvoll? – Bundesgesundheitsblatt 40 (4), 117.

Bundessortenamt (1988): Richtlinien für die Durchführung von landwirtschaftlichen Wertprüfungen und Sortenversuchen. – Hannover: A. Strothe.

Bundessortenamt (1996): Beschreibende Sortenliste 1996. – Hannover: A. Strothe.

CRAWLEY, M. J., HAILS, R. S., REES, M. et al. (1993): Ecology of transgenic oilseed rape in natural habitats. – Nature 363, 620–623.

CURTIS, I. S., HE, C., SCXOTT, R. et al. (1996): Genomic male sterility in lettuce, a baseline for the production of F1-hybrids. – Plant Science 113, 113–119.

DAELE, W. van den, PÜHLER, A., SUKOPP, H. (1996): Grüne Gentechnik im Widerstreit: Modell einer partizipativen Technikfolgenabschätzung zum Einsatz transgener herbizidresistenter Pflanzen. – Weinheim: VCH. – 324 S.

DALE, P. J., IRWIN, J. A. (1995): The release of trangenic plants from containment, and the move towards their widespread use in agriculture. – Euphytica 85 (1-3), 425–431.

DERNBURG, A. F., BROMAN, K.W., FUNG, J.C. et al. (1996): Perturbation of nuclear architecture by long-distance chromosome interactions. – Cell 85 (5), 745–759.

DGAI (Deutsche Gesellschaft für Allergie- und Immunitätsforschung) (1997): Gentechnologie und Lebensmittelallergie: DGAI-Stellungnahme. – Allergo-Journal 6 (4), 214.

DRESCHER, R.-D. (1994): Jurassic Park – Made in Germany. – Zeitschrift für Umweltrecht 5 (6), 289 bis 298.

EHLERS, B., STRAUCH, E., GOLTZ, M. et al. (1997): Nachweis gentechnischer Veränderungen in Mais mittels PCR. – Bundesgesundheitsblatt 40 (4), 118 bis 121.

ENSLEY, B.D. (1994): Designing pathways for environmental purposes. – Current Opinion in Biotechnology (Philadelphia, Pa: Current Biology) 5, 249–252.

FABIO, U. di (1991): Entscheidungsprobleme der Risikoverwaltung. – Natur und Recht 13 (8), 353–359.

FISAHN, A. (1996): Die Genehmigung der Freisetzung gentechnisch veränderter Organismen – eine Fallstudie. – In: WINTER, G.: Die Prüfung der Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen: Recht und Genehmigungspraxis. – Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht Universität Bremen. – Im Auftrag des Umweltbundesamtes. – S. 25–45.

FISKE, H. J., DANDEKAR, A. M. (1993): The introduction and expression of transgenes in plants. – Science Horticulture 55, 5–36.

FORTH, W., HENSCHLER, D., RUMMEL, W., STARKE, K. (1992): Pharmakologie und Toxikologie. – Mannheim: B. I. Wissenschaftsverl.

FRIEDT, W., ORDON, F. (1996): Modern versus classical plant breeding methods – efficient synergism or competitive antagonism. – In: TOMIUK, J., SENTKER, A., WÖHRMANN, K.: Transgenic organisms – biological and social implications. – Basel: Birkhäuser. – S. 163–179.

FRIETEMA de VRIES, F. T. (1996): Cultivated plants and the wild flora: effect analysis by dispersal codes. – Leiden (Niederlande). – Diss.

FROMMER, W. B., NINNEMANN, O. (1995): Heterologous expression of genes in bacterial, fungal, animal, and plant cells. – Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology 46, S. 419–444.

FUCHS, R. (1996): Allergenic potential of foods from genetically engineered plants. – The Toxicology Forum – Annual European Meeting, March 25–28 1996. – Oxford. – S. 136–162.

FUCHS, R. L., ASTWOOD, J. D. (1996): Allergenicity assessment of foods derived from genetically modified plants. – Food Technology 50, 83–88.

GALILI, G. SHAUL, O., PERL, A. (1991): Over-production of lysine in transgenic plants expressing microbial enzymes in their chloroplasts. – Meeting Abstract in „Frontiers of Biotechnology in Agriculture", Israel. – S. 9.

GLOEDE, F., BECHMANN, G., HENNEN, L., SCHMITT, J. J. (1993): Biologische Sicherheit bei der Nutzung der Gentechnik: Endbericht. – Bonn: Büro für Technikfolgenabschätzung (TAB). – TAB-Arbeitsberichte 20. – 342 S.

GORMLEY, E. P., DARIES, J. (1991): Transfer of plasmid RSF1010 by conjugation from Escherichia coli to Streptomyces lividans and Mycobacterium smegmatis. – Journal of Bacteriology 173, 6705–6708.

GUIVARCH'H, A., SPENA, A., NOIN, M. et al. (1996):The pleiotropic effects induced by the rolC gene in transgenic plants are caused by expression restricted to protophloem and companion cells. – Transgenic Research 5 (1), 3–11.

HAHN, M. G. (1996): Microbial elicitors and their receptors in plants. – Annual Review of Phytopathology 34, 387–412.

HAQ, T. A., MASON, H. S., CLEMENTS, J. D., ARNTZEN, C.J. (1995): Oral immunization with a recombinant bacterial antigen produced in transgenic plants. – Science (Washington DC) 268 (5211), 714–716.

HERBERS, K., WILKE, I., SONNEWALD, U. (1996): A thermostable xylanase from Clostridium thermocellum expressed at high levels in the apoplast of transgenic tobacco has no detrimental effects and is easily purified. – Bio/Technology 13, 63–66.

HERRERA-ESTRELLA, L., SIMPSON, J. (1995): Genetically engineered resistance to bacterial and fungal pathogens. – World Journal of Microbiology and Biotechnology 11 (4), 383–392.

HIRSCH, G., SCHMIDT-DIDCZUHN, A. (1991): Gentechnikgesetz (GenTG) mit Verordnungen. – München: C. H. Beck.

HOFTE, H., WHITELEY, H. R. (1989): Insecticidal crystal proteins of Bacillus thuringiensis. – Microbiological Reviews (American Society for Microbiology ASM) 53, 242–255.

HORST, M. (1993): Entwicklung des gemeinschaftlichen Kennzeichnungsrechts. – Zeitschrift für das gesamte Lebensmittelrecht 20 (1 bis 2), 133–149.

HUBER, M. (1996): Neue Lebensmittel: Marktfreiheit oder Zulassungsprinzip? – Zeitschrift für das gesamte Lebensmittelrecht 23 (3), 277–311.

JANSEN, J.J.N., KARDINAAL, A.F.M., HUIJBERRS, G. et al. (1994): Prevalence of food allergy and intolerance in the adult Dutch population. – Journal of Allergy and Clinical Immunology 93, 446–456.

JÖRGENSEN, M. (1996): Materielle Voraussetzungen der Freisetzungsgenehmigung. – In: WINTER, G.: Die Prüfung der Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen: Recht und Genehmigungspraxis. – Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht Universität Bremen. – Im Auftrag des Umweltbundesamtes. – S. 6–24.

JÖRGENSEN, M., WINTER, G. (1996): Rechtliche Probleme der Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen. – Zeitschrift für Umweltrecht 7 (6), 293–299.

KAHL, G., WINTER, P. (1995): Plant genetic engineering for crop improvement. – World Journal of Microbiology and Biotechnologie 11 (4), 449–460.

KAISER, J. (1996): Pests overwhelm bt cotton crop. – Science 273, S. 423.

KAMEKE, C. von (1995): Gemeinschaftsrechtliches Gentechnikrecht: Die Freisetzungsrichtlinie 90/220/ EWG. – Berlin: Duncker & Humblot. – Tübinger Schriften zum Internationalen und Europäischen Recht Bd. 35. – 168 S.

KELLER, M., SELBITSCHKA, W., DAMMAN-KALINOWSKI, T. et al. (1994): Field release of two bioluminescent Rhizobium meliloti strains: survival, spread, and interaction with the indigenous soil microflora. – In: JONES, D.D. (ed.): Proceedings of the 3rd International Symposium on the Biosafety Results of Field Tests of Genetically Modified Plants and Microorganisms. – The University of California, USA. – S. 419–433.

KENNEDY, G.G., WHALON, M.E. (1995): Managing pest resistance to Bacillus thuringiensis endotoxins: Constraints and incentives to implementation. – Journal of Economic Entomology 88 (3), 454–460.

KOCH, F., IBELGAUFTS, H. (1994): Gentechnikgesetz: Kommentar mit Rechtsverordnungen und EG-Richtlinien. – Weinheim: VCH.

KOPP, F. (1996): Verwaltungsverfahrensgesetz. – 6. Aufl. – München: C.H. Beck.

KRIETE, G., NIEHAUS, K., PERLICK, A.M. et al. (1996): Male sterility in transgenic tobacco plants induced by tapetum-specific deacylation of the externally applied nontoxic compound N-acetyl-L-phosphinothricin. – Plant Journal 9, 809–818.

LADEUR, K.-H. (1992): Gefahrenabwehr und Risikovorsorge bei der Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen nach dem Gentechnikgesetz. – Natur und Recht 14 (6), 254–262.

LEA, P.J., FORDE, B.G. (1994): The use of mutnats and transgenic plants to study amino acid metabolism. – Plant Cell and Environment 17, 541–556.

LORENZ, M.G., WACKERNAGEL, W. (1996): Mechanisms and consequences of horizontal gene transfer in natural bacterial populations. – In: TOMIUK, J., SENTKER, A., WÖHRMANN, K. (Hrsg.): Transgenic organisms – biological and social implications. – Basel: Birkhäuser. – S. 45–57.

MA, J.K.C., HIATT, A., HEIN, M. et al. (1995): Generation and assembly of secretory antibodies in plants. – Science (Washington D.C.) 268 (5211), 716–719.

MANNERLOF, M., LENNERFORS, B.L., TENNING, P. (1996): Reduced titer of BNYVV in transgenic sugar beets expressing the BNYVV coat protein. – Euphytica 90, 293–299.

MARIANI, C., BEUCKELEER, M. de, TRUETTNER, J. et al. (1990): Induction of male sterility in plants by a chimeric ribonuclease gene. – Nature 347, 737–741.

MASON, H.S., ARNTZEN, C.J. (1995): Transgenic plants as vaccine production systems. – Trends in Biotechnology 13 (9), 388–392.

MATSUDA, T., NAKASE, M., ADACHI, T. et al. (1996): Allergenic proteins in rice: Strategies for reduction and evaluation. – In: EISENBRAND, G. et al. (Hrsg.): Nahrungsmittelallergien und nahrungsbedingte Unverträglichkeiten. – Senatskommission zur Beurteilung der gesundheitlichen Unbedenklichkeit von Lebensmitteln. Mitteilung 2. – Weinheim: VCH. – S. 161–169.

MAZODIER, P., DAVIES, J. (1991): Gene transfer between distantly related bacteria. – Annual Review of Genetics 25, 147–171.

McGARVEY, P.B., HAMMOND, J., DIENELT, M.M. et al. (1995): Expression of the rabies virus glycoprotein in transgenic tomatoes. – Bio-Technology (New York) 13 (13), 1484–1487.

METCALFE, D.D., ASTWOOD, J.D., TOWNSEND, R. et al. (1996): Assessment of the allergenic potential of foods derived from genetically engineered crop plants. – Critical Reviews in Food Sience and Nutrition 36, 35–56.

METZ, P.L.J., NAP, J.P. (1997): A transgene-centered approach to the biosafety of transgenic crops: Overview of selection and reporter genes. – Acta Botanica Neerlandica 46 (im Druck).

MEYER, R., JACCAUD, E. (1997): Anwendung der PCR zum Nachweis von Soja in Kindercerealien und Säuglingsmilchen. – In: SCHREIBER, G.A., BÖGL, K.W. (Hrsg.): Neue Wege der Lebensmittelanalytik: DNA-analytische Verfahren zur Artendifferenzierung. – Berlin: bgvv. – bgvv-Hefte 9/1997. – S. 55–62.

MICHELMORE, R.W. (1995): Molecular approaches to manipulation of disease resistance genes. – Annual Review of Phytopathology 33, 393–427.

MIKKELSEN, T.R., ANDERSEN, B., JORGENSEN, R.B. (1996): The risk of crop transgene spread. – Nature 380, S. 31.

MURSWIEK, D. (1990): Die Bewältigung der wissenschaftlichen und technischen Entwicklungen durch das Verwaltungsrecht. – Veröffentlichungen der Ver-

einigung der Deutschen Staatsrechtslehrer 48, 207 bis 234.

NILSSON, O., LITTLE, C.H.A., SANDBERG, G., OLSSON, O. (1996): Expression of two heterologous promoters, Agrobacterium rhizogenes rolC and cauliflower mosaic virus 35S, in the stem of transgenic hybrid aspen plants during the annual cycle of growth and dormancy. – Plant Molecular Biology 31, 887 bis 895.

NÖH, I. (1996): Risikoabschätzung bei Freisetzungen transgener Pflanzen: Erfahrungen des Umweltbundesamts beim Vollzug des Gentechnikgesetzes (GenTG). – Berlin: Umweltbundesamt. – Manuskr.

NORDLEE, J.A., TAYLOR, S.L., TOWNSEND, J.A. et al. (1996): Identification of a Brazil-nut-allergen in transgenic soybeans. – New England Journal of Medicine 334, 668–692.

OLESINSKI, A.A., LUCAS, W.J., GALUN, E., WOLF, S. (1995): Pleiotropic effects of tobacco-mosaic-virus movement protein on carbon metabolism in transgenic tobacco plants. – Planta (Heidelberg) 197 (1), 118–126.

OSSENBÜHL, F. (1986): Vorsorge als Rechtsprinzip im Gesundheits-, Arbeits- und Umweltschutz. – Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 5 (3), 161–171.

OTT, W. (1992): Zur Konkurrenzklausel in § 2 Nr. 4 des Gentechnikgesetzes. – Natur und Recht 14 (10), 459–463.

PAPPU, H.R., NIBLETT, C.L., LEE, R.F. (1995): Application of recombinant DNA technology to plant protection: Molecular approaches to engineering virus resistance in crop plants. – World Journal of Microbiology and Biotechnology 11 (4), 426–437.

PARKER, I.M., BARTSCH, D. (1996): Recent advances in ecological biosafety research on the risks of transgenic plants: a trans-continental perspective. – In: TOMIUK, J., SENTKER, A., WÖHRMANN, K.: Transgenic organisms – biological and social implications. – Basel: Birkhäuser. – S. 147–161.

PAUK, J., STEFANOV, I., FEKETE, S. et al. (1995): A study of different (CaMV 35S and mas) promotor activities and risk assessment of field use in transgenic rapeseed plants. – Euphytica 85 (1 bis 3), 411–416.

POIRIER, Y., DENNIS, D.E., KLOMPARENS, K., SOMMERVILLE, C. (1992): Polyhydroxybutyrate, a biodegradable thermoplastic, produced in transgenic plants. – Science 256, 520–523.

PÜHLER, A. (1997): Gentechnik und Ökologie: Anmerkungen zum horizontalen Gentransfer beim landwirtschaftlichen Einsatz transgener Pflanzen. – (Vortragsmanuskr., Erfurt).

PÜHLER, A. (1998): Einfluß von freigesetzten und in Verkehr gebrachten, gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Umwelt. – Gutachten für den SRU. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – Materialien zur Umweltforschung, Bd. 31. – (in Vorbereitung).

Rat für Forschung, Technologie und Innovation (1997): Biotechnologie, Gentechnik und wirtschaftliche Innovation: Chancen nutzen und verantwortlich gestalten. Rechtliche Grundlagen im Überblick – Bestandsaufnahme, Vollzugsprobleme, Vergleich. – Bonn: Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie. – 2. Bd.

REGAL, P.J. (1994): Scientific principles for ecologically based risk assessment of transgenic organisms. – Molecular Ecology 3 (1), 5–13.

REHBINDER, E. (1994): Rechtsprobleme gentechnisch veränderter herbizidresistenter Pflanzen. – In: DAELE, W. van den, PÜHLER, A., SUKOPP, H. (Hrsg.): Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz. – Wissenschaftszentrum Berlin (FS II 94-318) Heft 18. – S. 1–104.

REHBINDER, E. (1995): Zulässigkeit der Berücksichtigung von mittelbaren Folgen und Fernwirkungen der Freisetzung bei Freisetzungsgenehmigungen. – Im Auftrag des Umweltbundesamtes. – Geschäftszeichen IV 1.1–97820/0.

RICHTER, W. (1989): Gentechnologie als Gegenstand des technischen Sicherheitsrechts. – Frankfurt: Lang. – 335 S.

RIESMEIER, J.W, FLUEGGE, U.I., SCHULZ, B. et al. (1993): Antisense repression of the chloroplast triose phosphate translocator affects carbon partitioning in transgenic potato plants. – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 90, 6160–6164.

ROLLER, G., JÜLICH, R. (1996): Die Überwachung gentechnischer Freisetzungen. – Zeitschrift für Umweltrecht 7 (2), 74–80.

RONEMUS, M.J., GALBIATI, M., TICKNOR, C. et al. (1996): Demethylation-induced developmental pleiotropy in Arabidopsis. – Science 273 (5275), 654–657.

RUEDL, C., WOLF, H. (1995): Features of oral immunization. – International Archives of Allergy and Immunology 108 (4), 334–339.

SALZWEDEL, J. (1995): Gentechnische Forschungsarbeiten der Sicherheitsstufe 1 und staatliche Kontrolle. – Festschrift für Ralf Vieregge zum 70. Geburtstag. – Berlin: de Gruyter. – S. 755–774.

SAMPSON, H.A. (1992): Food hypersensitivity: manifestations, diagnosis, and natural history. – Food Technology 46, 141–144.

SANCHIS, V., CHAUFAUX, J., LERECLUS, D. (1995): The use of Bacillus thuringiensis in crop protection and the development of pest resistance. – Cahiers Agricultures 4 (6), 405–416.

SCHEERER, E. (1984): Natürliche Gifte in Lebensmitteln. – Naturwissenschaftliche Rundschau 37, 365 bis 368.

SCHEIBER, G.A., BÖGL, K.W. (Hrsg.) (1997): Neue Wege der Lebensmittelanalytik: DNA-analytische Verfahren zur Artendifferenzierung. – bgvv-Hefte 9/1997.

SCHENEK, M. (1995): Das Gentechnikrecht der Europäischen Gemeinschaft: Gemeinschaftsrechtliche Biotechnologiepolitik und Gentechnikregulie-

rung. – Berlin: Duncker & Humblot. – Tübinger Schriften zum Internationalen und Europäischen Recht Bd. 33. – 331 S.

SCHERZBERG, A. (1993): Risiko als Rechtsproblem. – Verwaltungs-Archiv 84 (4), 484–513.

SCHLACKE, S. (1996): Der Entwurf einer europäischen Novel Food-Verordnung. – Zeitschrift für Umweltrecht 7 (7), 285–292.

SCHLÜTER, K., FÜTTERER, J., POTRYKUS, I. (1995): „Horizontal" gene transfer from a transgenic potato line to a bacterial pathogen (Erwinia chrysanthemi) occurs – if at all – at an extremely low frequency. – Bio-Technology (New York) 13 (10), 1094–1098.

SCHLÜTER, K., POTRYKUS, I. (1996): Horizontaler Gentransfer von transgenen Pflanzen zu Mikroorganismen (Bakterien und Pilzen) und seine ökologische Relevanz. – In: SCHULTE, E., KÄPPELI, O. (Hrsg.): Gentechnisch veränderte krankheits- und schädlingsresistente Nutzpflanzen: Eine Option für die Landwirtschaft? – Schwerpunktprogramm Biotechnologie. – Schweizer Nationalfonds zur Förderung der wissenschaftlichen Forschung. – Bern.

SCHRÖTER, K. (1997): Anwendungsprobleme der Novel-Food-Verordnung. – Zeitschrift für das gesamte Lebensmittelrecht 24 (4), 373–389.

SCHULZ-SCHÄFFER, J., STALLKNECHT, G. F., WESENBERG, D. M., GILBERTSON, K. M. (1995): Karyological characterization of a high yielding emmer wheat (Triticum dicoccum L.) line with two reciprocal homozygous T4BS.5AL and T5AS.4BL translocation chromosome pairs. – Biologisches Zentralblatt 114 (3), 266–272.

SCHUPHAN, A., BARTSCH, D. (1998): Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen. – Gutachten für den SRU. – Stuttgart: Metzler-Poeschel (Materialien zur Umweltforschung Nr. 31 – in Vorbereitung).

SCHUPHAN, W. (1961): Zur Qualität der Nahrungspflanzen. – München: BLV-Verlagsgesellschaft.

SCHWEIZER, R., CALAME, T. (1997): Das Gentechnikrecht der Europäischen Gemeinschaft. – Recht der Internationalen Wirtschaft 43 (1), 34–45.

SHAH, D. M., ROMMENS, C. M. T., BEACHY, R. N. (1995): Resistance to diseases and insects in transgenic plants: Progress and applications to agriculture. – Trends in Biotechnology 13 (9), 362–368.

SHEEHY, R. E., KRAMER, M., HIATT, W. R. (1988): Reduction of polygalacturonase in tomato fruit by antisense RNA. – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 85, 8805.

SIMON, S. (1995): Die Regelung gentechnisch hergestellter Lebensmittel in der „Novel Food"-Verordnung und im Gentechnikgesetz: Wertungsdifferenzen, Gesetzeslücken und Lösungsmöglichkeiten. – In: STREINZ, R.: „Novel Food": Rechtliche und wirtschaftliche Aspekte der Anwendung neuer biotechnologischer Verfahren bei der Lebensmittelherstellung. – Bayreuth: P. C. O. – 2. Aufl. – S. 85–100.

SPRENT, J. I., SPRENT, P. (1990): Nitrogen fixing organisms – pure and applied aspects. – London: Chapman and Hall, VIII. – 256 S.

SRU (1990): Altlasten (I). – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 304 S.

SRU (1991): Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 75 S.

SRU (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 384 S.

SRU (1995): Altlasten II. – Sondergutachten. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 285 S.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

STAN, H.-J., HUNNI, W. (1984): Flavonole – Mutagene in unserer täglichen Nahrung. – Deutsche Lebensmittel-Rundschau 80, 85–87.

STEINBERGER, J. (1994): Kommentar zum Gutachten „Rechtsprobleme gentechnisch veränderter herbizidresistenter Pflanzen". – In: DAELE, W. van den, PÜHLER, A., SUKOPP, H. (Hrsg.): Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Anbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz. – Wissenschaftszentrum Berlin (FS II 94–318) Heft 18. – 105–113.

STREINZ, R. (1995): Divergierende Risikoabschätzung und Kennzeichnung. – In: STREINZ, R.: „Novel Food": Rechtliche und wirtschaftliche Aspekte der Anwendung neuer biotechnologischer Verfahren bei der Lebensmittelherstellung. – Bayreuth: P. C. O. – 2. Aufl. – S. 131–163.

STREINZ, R. (1996): Der Stand der europäischen „Novel-Food"-Diskussion. – Zeitschrift für das gesamte Lebensmittelrecht 23 (2), 123–139.

STRITTMATTER, G., JANSSENS, J., OPSOMER, C., BOTTERMAN, J. (1995): Inhibition of fungal disease development in plants by engineering controlled cell death. – Bio-Technology (New York) 13 (10), 1085 bis 1089.

SUKOPP, U., SUKOPP, H. (1994): Ökologische Langzeit-Effekte der Verwilderung von Kulturpflanzen. – In: DAELE, W. van den, PÜHLER, A., SUKOPP, H. (Hrsg.): Verfahren zur Technikfolgenabschätzung des Ausbaus von Kulturpflanzen mit gentechnisch erzeugter Herbizidresistenz. – Wissenschaftszentrum Berlin (FS II 94–304) Heft 4. – S. 1–91.

SUKOPP, U., SUKOPP, H. (1996): Das Risiko der Verwilderung transgener HR-Pflanzen: Ökologische Langzeiteffekte der Verwilderung von Kulturpflanzen. – In: DAELE, W. van den, PÜHLER, A., SUKOPP, H. (Hrsg.): Grüne Gentechnik im Widerstreit. – Weinheim: VCH. – S. 102–108.

SUKOPP, U., SUKOPP, H. (1997): Ökologische Dauerbeobachtung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt. Sonderheft 3, S. 53–70.

TADA, Y., SCHIMADA, H., FUJIMURA, T. (1994): Reduction of allergenic protein in rice grain. – In:

JONES, D. D. (ed.): Proceedings of the 3rd International Symposium on the Biosafety Results of Field Tests of Genetically Modified Plants and Microorganisms. – The University of California, USA. – S. 290.

TAPP, H., STOTZKY, G. (1995): Insecticidal activity of the toxins from Bacillus thuringiensis subspecies kurstaki and tenebrionis adsorbed and bound on pure and soil clays. – Applied and Environmental Microbiology 61 (5), 1786–1790.

TAYLOR, S. L. (1992): Chemistry and detection of food allergens. – Food Technology 46, 146–152.

THANAVALA, Y., YANG, Y. F., LYONS, P. et al. (1995): Immunogenicity of transgenic plant-derived hepatitis B surface antigen. – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 92 (8), 3358–3361.

TÖPFER, R., MARTINI, N., SCHELL, J. (1995): Modification of plant lipid synthesis. – Science 268, 681 bis 686.

TORGERSEN, H. (1996): Ecological impacts of traditional crop plants – a basis for the assessment of transgenic plants. – Wien: Umweltbundesamt. – Monographien Bd. 75.

VOELKER, T. A., WORRELL, A. C., ANDERSON, L. et al. (1992): Fatty acid biosynthesis redirected to medium chains in transgenic oilseed plants. – Science 257, 72–74.

VRIES, F. T. de, MEIJDEN, R. van der, BRANDENBURG, W. A. (1992): Botanical files – a study of the real chances for spontaneous gene flow from cultivated plants to the wild flora of the Netherlands. – Gorteria Supplement 1, 1–100.

WAHL, R. (1997): Gentechnikgesetz und Verordnungen. – In: LANDMANN, R. von, ROHMER, G. (herausgegeben von HANSMANN, K.): Umweltrecht Bd. 3. – München: C. H. Beck.

WAHL, R., APPEL, I. (1995): Prävention und Vorsorge: Von der Staatsaufgabe zu den verwaltungsrechtlichen Instrumenten. – In: WAHL, R. (Hrsg.): Prävention und Vorsorge. – Bonn: Economica. – S. 1–216.

WAHL, R., MELCHINGER, H. (1994): Das Gentechnikrecht nach der Novellierung. – Juristen-Zeitung 49 (20), 973–982.

WHITELAM, G. C. (1995): The production of recombinant proteins in plants. – Journal of the Science of Food and Agriculture 68 (1), 1–9.

WINTER, G. (1996): Zusammenfassung und Reformüberlegungen. – In: WINTER, G.: Die Prüfung der Freisetzung von gentechnisch veränderten Organismen: Recht und Genehmigungspraxis. – Forschungsstelle für Europäisches Umweltrecht Universität Bremen. – Im Auftrag des Umweltbundesamtes. – S. 93–113.

WINTER, G., unter Mitarbeit von MAHRO, G., GINZKY, H. (1993): Grundprobleme des Gentechnikrechts. – Düsseldorf: Werner-Verl. – Umweltrechtliche Studien Bd. 14.

YAMAZAKI, M., SON, L., HAYASHI, T. et al. (1996): Transgenic fertile Scoparia dulcis L., a folk medicinal plant, conferred with an herbicide-resistant trait using and Ri binary vector. – Plant Cell Reports 15 (5), 317–321.

YOUNG, E., STONEHAM, M. D., PETRUCKEVITCH, A. (1994): A population study of food intolerance. – Lancet 343, 1127–1130.

ZHOU, R., ZHANG, Z., WU, Q. (1994): Large-scale performance of transgenic tobacco plants resistant to both tobacco mosaic virus and cucumber mosaic virus. – In: JONES, D. D. (ed.): Proceedings of the 3rd International Symposium an the Biosafety Results of Field Tests of Genetically Modified Plants and Microorganisms. – The University of California, USA. – S. 49–53.

ZKBS (Zentrale Kommission für die Biologische Sicherheit) (1996): Tätigkeitsbericht: 6. Bericht für den Zeitraum 1. Januar bis 31. Dezember 1995. – http://www.rki.de/GENTEC/ZKBS/TAETIGKEITSBERICHTE/ZKBS95.HTM. – 11 S.

ZKBS (1997a): Tätigkeitsbericht der Zentralen Kommission für die Biologische Sicherheit: Siebter Bericht nach Inkrafttreten des Gentechnikgesetzes (GenTG) für den Zeitraum 1. Januar bis 31. Dezember 1996. – Bundesgesundheitsblatt 40 (10), 399–408.

ZKBS (1997b): Stellungnahme der ZKBS zum Ampcillinresistenz-Gen in gentechnisch verändertem Mais. – Stellungnahme vom 1. Juli 1997. – http://www.rki.de/GENTEC/ZKBS/ALLGSTELL/97/ZKBS_AMP.HTM. – 3 S.

Kapitel 3.3

ALTHAMMER, W. (1995): Handelsliberalisierung und Umweltpolitik – ein Konflikt? – Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht, 18 (4), 419–449.

BENDER, D. (1994): Außenwirtschaftliche Liberalisierungsprogramme und internationale Wettbewerbsfähigkeit. – In: HASSE, R. H., SCHÄFER, W. (Hrsg.): Die Weltwirtschaft vor neuen Herausforderungen. Strategischer Handel, Protektion und Wettbewerb. – Göttingen: Vandenhoeck & Ruprecht. – S. 79–103.

BIERMANN, F. (1997): Umweltvölkerrecht: Eine Einführung in den Wandel völkerrechtlicher Konzeptionen zur Umweltpolitik. – Berlin: Wissenschaftszentrum Berlin. – 47 S.

BIRDSALL, N., WHEELER, D. (1992): Trade Policy and Industrial Pollution in Latin America. – In: International Trade and the Environment. – Washington D. C.: World Bank. – S. 159–167.

BUCKLEY, R. (1993): International Trade, Investment and Environmental Regulation: An Environmental Mangement Perspective. – Journal of World Trade 27 (4), 101–148.

CHARNOVITZ, S. (1993): Environmentalism Confronts GATT Rules. – Journal of World Trade 27 (2), 37–53.

DEIMANN, S. (1997): WTO Panel of EC Measures Concerning Meat and Meat Products (Hormones). – Environmental Law Network (elni) Newsletter H. 2, 1–12.

DIXIT, A., NORMAN, V. (1980): Theory of International Trade – a Dual, General Equilibrium Approach. – Cambridge: University Press.

EWERS, H.-J., HASSEL, Ch. (1996): Dauerhaft-umweltgerechtes Wirtschaften: Entwurf für die künftige Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft. – In: MORATH, K. (Hrsg.): Welt im Wandel – Wege zu dauerhaft-umweltgerechtem Wirtschaften. – Bad Homburg: Frankfurter Institut. – S. 59–88.

GATT (1992): General Agreement on Tariffs and Trade: Trade and Environment. – Doc. GATT/1529. – Genf.

GINZKY, H. (1997): Saubere Produkte, schmutzige Produktion: Eine Untersuchung zu Importbeschränkungen wegen umweltschädigender Produktionsformen. – Düsseldorf: Werner.

GROSSEKETTLER, H. (1991): Zur theoretischen Integration der Wettbewerbs- und Finanzpolitik in die Konzeption des ökonomischen Liberalismus. – In: BOETTCHER, E. et al. (Hrsg): Systemvergleich und Ordnungspolitik. – Tübingen: Mohr. – Jahrbuch für neue politische Ökonomie 10. – S. 103–143.

GROSSEKETTLER, H. (1995): Öffentliche Finanzen. – In: BENDER, D. et al. (Hrsg.): Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik Bd. 1. – 6. Aufl. – München: Vahlen. – S. 483–627.

GROSSMAN, G.M., KRUEGER, A.B. (1995): Economic Growth and the Environment. – Quarterly Journal of Economics Vol. CX, 353–377.

HARBORTH, H.J. (1991): Armut und Umweltzerstörung in Entwicklungsländern. – In: SAUTTER, H. (Hrsg.): Entwicklung und Umwelt. – Berlin: Duncker + Humblot. – Schriften des Vereins für Socialpolitik, Neue Folge Bd. 215. – S. 41–71.

HASSEL, Ch. (1998): Umweltschutzinteressen. Freihandel und Globalisierung – Berührungspunkte und (De)Regulierungsfragen aus (ordo)liberaler Perspektive. – Berlin: Wirtschaftswissenschaftliche Dokumentation, TU Berlin. – TU Berlin, Diskussionspapier 1998/05. – 41 S.

HAUSER, H., SCHANZ, K.-U. (1995): Das neue GATT. – 2. Aufl. – München/Wien: Oldenbourg.

HELM, C. (1995): Sind Freihandel und Umweltschutz vereinbar? Ökologischer Reformbedarf des WTO/ GATT-Regimes. – Berlin: Wissenschaftszentrum. – V, 121 S.

HETTIGE, H., LUCAS, R.E.B., WHEELER, D. (1992): The Toxic Intensity of Industrial Production: Global Patterns, Trends, and Trade Policy. – American Economic Review (Papers and Proceedings) 82, 478–491.

HILF, M., EGGERS (1997): Der WTO-Panelbericht im EG/USA-Hormonstreit. – Europäische Zeitschrift für Wirtschaftsrecht H. 18, 559–566.

HOUSMAN, R., ZAELKE, D. (1992): The Collision of the Environment and Trade: The GATT Tuna/Dolphin Decision. – Environmental Law Reporter 22 (4), 10268–10278.

JÄNICKE, M., WEIDNER, H. (Hrsg.) (1997): National Environmental Policies. A Comparative Study of Capacity-Building. – Berlin u. a.: Springer. – 320 S.

KRUEGER, A.O. (1983): Trade and Employment in Developing Countries, Vol. 3: Synthesis and Conclusions. – Chicago: University of Chicago Press.

KRUEGER, A.O. (1997): Trade Policy and Economic Development: How We Learn. – The American Economic Review 87 (1), 1–22.

LUCAS, R.E.B., WHEELER, D., HETTIGE, H. (1992): Economic Development, Environmental Regulation, and the International Migration of Industrial Pollution: 1960–1988. – In: LOW, P. (Hrsg.): International Trade and the Environment. – New York: World Bank. – World Bank Discussion Paper 159. – S. 159–167.

OATES, W.E. (1972): Fiscal Federalism. – New York: Harcourt Brace Jovanovic.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1997): Economic Globalisation and the Environment. – C/MIN (97) 13. Restricted. – Paris: OECD. – 68 S.

OLSON, M. (1969): Strategic Theory and its Applications. The Principle of „Fiscal Equivalence": The Division of Responsibilities Among Different Levels of Government. – American Economic Review Vol. 59, 479–487.

PETERSMANN, E.-U. (1996): Trade and the Protection of the Environment after the Uruguay Round. – In: WOLFRUM, R.: Enforcing Environmental Standards: Economic Mechanisms as Viable Means? – Berlin: Springer. – S. 165–197.

RIEDEL, E. (1989): Menschenrechte der Dritten Dimension. – Europäische Grundrechte-Zeitschrift (EuGRZ), 9 ff.

RIEDEL, E. (1996): Grundlagen und Hauptprobleme des internationalen Umweltrechts. – In: EICHHORN, P. (Hrsg.): Ökologie und Marktwirtschaft. – Wiesbaden: Gabler. – S. 145–163.

SCHOENBAUM, T. (1996): The Theory of Contestable Markets in International Trade. – Journal of World Trade, Vol. 30 (3), 161–190.

SCHOENBAUM, T. (1997): International Trade and Protection of the Environment: The Continuing Search for Reconciliation. – American Journal of International Law 91 (2), 268–313.

SCHUBERT, R. (1994): Armut in Entwicklungsländern. Begriff, Ausmaß, Konsequenzen. – In: SCHÄFER, H.-B. (Hrsg.): Armut in Entwicklungsländern. – Berlin: Duncker + Humblot. – Schriften des Vereins für Socialpolitik, Neue Folge Bd. 234. – S. 52–78.

SHAFIK, N. (1994): Economic Development and Environmental Quality: An Econometric Analysis. – Oxford Economic Papers 46, 757–773.

SIEBERT, H. (1996): Trade Policy and Environmental Protection. – Kiel: Institut für Weltwirtschaft. – Working Paper. – S. 730.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1994): Umweltgutachten 1994. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 380 S.

SRU (1996): Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

STEINBERG, R. (1997): Trade-Environment Negotiations in the EU, NAFTA and WTO: Regional Trajectories of Rule Development. – American Journal of International Law 91 (2), 231–267.

TOLBA, M. (1992): Hazardous Wastes: a Global Environmental Problem – Managing Hazardous Wastes. – Newsletter of the Basel Convention 1/92.

UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development) (1997a): The Least Developed Countries. Report, 1997, Overview. – New York/Genf: UNCTAD. – 25 S.

UNCTAD (1997b): Trade and Development Report, 1997, Overview. – New York/Genf: UNCTAD. – 10 S.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1996): Welt im Wandel: Wege zur Lösung globaler Umweltprobleme. – Jahresgutachten 1995. – Berlin: Springer.

Weltbank (1992 bis 1995): Weltentwicklungsberichte, laufende Jahrgänge. – Washington D.C.: World Bank.

WHEELER, D., MARTIN, P. (1992): Prices, Policies, and the International Diffusion of Clean Technology: The Case of Wood Pulp Production. – In: LOW, P. (Hrsg.): International Trade and the Environment. – New York: World Bank. – World Bank Discussion Paper 159. – S. 197–224.

Kapitel 3.4

AGÖT (Arbeitsgruppe Ökotourismus) (1995): Ökotourismus als Instrument des Naturschutzes? Möglichkeiten zur Erhöhung der Attraktivität von Naturschutzvorhaben. – München u. a.: Weltforum Verlag. – Forschungsberichte des Bundesministeriums für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung, Bd. 116. – XII. – 357 S.

BÄTZING, W. (1997): Die Alpen zwischen Verstädterung und Verödung.– In: ALTNER, G. et al. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologie 1997. – München: C.H. Beck. – Beck'sche Reihe 1178. – S. 156–166.

BECKER, Ch., JOB, H., WITZEL, A. (1996): Tourismus und nachhaltige Entwicklung: Grundlagen und praktische Ansätze für den mitteleuropäischen Raum. – Darmstadt: Wissenschaftliche Buchgesellschaft. – 184 S.

BEHRENS-EGGE, M. (1997): Öko-Audit für Tourismusgemeinden: Vorschlag einer kommunalen, tourismusbezogenen Umweltberichterstattung. – In: BTE (Büro für Tourismus und Erholungsplanung) (Hrsg.): Tourismus und Umwelt. Konferenz Umwelt und Tourismus, Rostock 1994. – Berlin: Analytica. – S. 85–98.

BENTLEY, R. (1993): The Importance of the Environment for Tourism: Global Overview and Prospects. Presentation to the III. International Symposium on Tourism, Ecology and Municipalities, Aug. 30 to Sept. 4, 1993, in Mazatlán, México.

Berliner Erklärung (1997): Biologische Vielfalt und nachhaltiger Tourismus. International Conference of Environment Ministers on Biodiversity and Tourism, 6.–8. March 1997, Berlin.

BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg.) (1997): Biodiversität und Tourismus. Konflikte und Lösungsansätze an den Küsten der Weltmeere. – Berlin: Springer. – 339 S.

BMU (Bundesminiserium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1997a): Förderung eines nachhaltigen Tourismus: Die „Berliner Erklärung" – eine globale Initiative. – Umwelt: Informationen des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, H. 5, S. 188 f.

BMU (1997b): Bundesamt für Naturschutz warnt Urlauber vor exotischen Mitbringseln. Illegale Einfuhr von Souvenirs gestiegen. – Umwelt: Informationen des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit H. 7–8, S. 291 f.

BMU (1997c): Ergebnisse des 19. UNEP-Verwaltungsrates. – Umwelt: Informationen des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit H. 6, S. 232.

BMU (1997d): Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung. Berichte der Arbeitskreise anläßlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997. – Bonn: BMU. – S. 51–54

BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft) (1993): Zwischenbericht „Tourismus und Umwelt": „Förderung eines umweltschonenden touristischen Angebots". Beirat für Fragen des Tourismus beim BMWI. – Bonn.

BRENDLE, U., MÜLLER, V. (1996): Für eine Wende in der Tourismuspolitik: Gutachten. – Bonn: Bundestagsfraktion Bündnis 90/DieGrünen.

BTE (Büro für Tourismus und Erholungsplanung) (1996): Entlastung verkehrlich hoch belasteter Fremdenverkehrsregionen: Abschlußbericht zum Forschungsprojekt. Im Auftrag des Bundesministers für Raumordnung, Bauwesen und Städtebau. – Hannover: BTE.

CIPRA (Internationale Alpenschutzkommission) (1997): Das Gemeindenetzwerk „Allianz in den Alpen". – Garmisch-Partenkirchen: Alpenforschungsinstitut. – 71 S.

Council of Europe (Ed.) (1992): Specific environmental problems arising for the increase of tourism in Eastern and Central Europe. – Proceedings of the Budapest Colloquium, Tourism and Environment, September 1991. – Strasbourg.

Council of Europe (Ed.) (1994): Recommendation on a general policy for a sustainable and environmental-friendly tourism development. – R (94) 7. – Strasbourg.

Council of Europe (Ed.) (1995): Recommendation on a sustainable tourist development policy in protected areas. – R (95) 10. – Strasbourg.

Council of Europe (Ed.) (1997): Recommendation on a policy for the development of sustainable and environment friendly tourism in coastal areas. – R (97) 9. – Strasbourg.

Deutsche Bundesbank (1997): Zahlungsbilanzstatistik Nov. 97. Statistisches Beiheft zum Monatsbericht 3.

DGF (Deutsche Gesellschaft für Freizeit) (1995): Freizeit in Deutschland 1994/1995. Daten – Fakten – Aufsätze. – Erkrath: DGF.

DGF (1996): Freizeit in Deutschland 1996: Aktuelle Daten und Grundinformation. DGF-Jahrbuch. – Erkrath: DGF.

DWIF (Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr an der Universität München) (1995): Tagesreisen der Deutschen: Struktur und wirtschaftliche Bedeutung des Tagesausflugs- und Tagesgeschäftsreiseverkehrs in der Bundesrepublik Deutschland. – München: DWIF. – Schriftenreihe des DWIF, Bd. 46. – XII. – 192 S.

EG (Europäische Gemeinschaft, Kommission) (1992): Für eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung. Ein Programm der Europäischen Gemeinschaft für Umweltpolitik und Maßnahmen in Hinblick auf eine dauerhafte und umweltgerechte Entwicklung. Vol. II. Kom (92)23endg. – Luxemburg: Amt für amtl. Veröffentlichtungen.

EG (Europäischen Gemeinschaften, Kommission) (1995): Grünbuch für Umwelt und Tourismus. – Grünbuch der Kommission. – Luxemburg: Amt für amtl. Veröffentlichungen.

Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt" (1997): Konzept Nachhaltigkeit: Fundamente für die Gesellschaft von morgen. Zwischenbericht. – Bonn: Deutscher Bundestag (Hrsg.). – Zur Sache 1/97.

EUA (European Environmental Agency) (1995): Europe's Environment. The Dobrís Assessment. – (Edits.: Stanners, D., Bourdeau, Ph.). – Copenhagen: EUA.

Eurostat (Europäische Gemeinschaften, Statistisches Amt) (1997): Fremdenverkehr 1994. – Luxemburg: Amt für amtl. Veröffentlichungen.

FICHERT, F. (1997): Globale Umweltbelastungen durch den zivilen Luftverkehr – Kerosinsteuer als Allheilmittel? – Zeitschrift für angewandte Umweltforschung (ZAU) 10 (3), 327–341.

FUR (Forschungsgemeinschaft Urlaub und Reisen e.V.) (1997): Die Reiseanalyse: Urlaub und Reisen 97. – Hamburg: FUR.

HAARMANN, K., PRETSCHER, P. (1993): Zustand und Zukunft der Naturschutzgebiete in Deutschland: Die Situation im Süden und Ausblicke auf andere Landesteile. – Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag. – 266 S. – Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 39.

HAMELE, H. (1997): Umweltgütesiegel im Tourismus. – In: MICHELSEN, G. (Hrsg.): Umweltberatung: Grundlagen und Praxis. – Bonn: Economica. – S. 556 bis 567.

HARRER, B. (1996): Wirtschaftsgeographische Auswirkungen einer veränderten ökologischen Situation: Konsequenzen für den Wintertourismus in Deutschland. – München: DWIF. – Schriftenreihe des DWIF, 47. – 238 S. – (zugleich München: Universität, Diss.).

HEINZE, G.W., KILL, H.H. (1997): Freizeit und Mobilität. Neue Lösungen im Freizeitverkehr. – Hannover: Akademie für Raumforschung und Landesplanung. – XVIII. – 190 S.

HELD, M., LANGER, U. (1989): Natur unter Rädern. – Nationalpark H. 3, 42–46.

KIEMSTEDT, H., SCHARPF, H. (1989): Erholungsvorsorge im Rahmen der Landschaftsplanung. – In: Deutscher Rat für Landespflege H. 57, 660–663.

KNISCH, H., REICHMUTH, M. (1996): Verkehrsleistung und Luftverkehrsemissionen des Personenflugverkehrs in Deutschland von 1980 bis 2010 unter besonderer Berücksichtigung des tourismusbedingten Flugverkehrs. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA Texte 16/96.

KORNECK, D., SUKOPP, H. (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. – Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverl. – 210 S.

McDOWELL, A.J., CARTER, R.W. u. POLLARD, H.J. (1993): The Impact of Man on the Shoreline Environment of the Costa del Sol, Southern Spain. – In: WONG; P.P. (Ed.): Tourism vs Environment: The Case for Coastal Areas. – Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. – The GeoJournal Library, Vol 26.

MÜLLER, H. (1995): Nachhaltige Regionalentwicklung durch Tourismus; Ziele – Methoden – Perspektiven. – In: STEINECKE, A. (Hrsg.): Tourismus und nachhaltige Entwicklung. 3.[4.] Europäisches Wissenschaftsforum auf der Internationalen Tourismusbörse Berlin 95. – Trier: Europ. Tourismus Institut. – ETI-Texte 7. – 95 S.

MÜLLER, H., STETTLER, J. (1997): Freizeitverkehr und Umwelt: Das Beispiel Schweiz. – Zeitschrit für angewandte Umweltforschung (ZAU) 10 (3), 307 bis 313.

MÜLLER-JUNG, J. (1997): Ausflugsziel Wildnis. – Nationalpark H. 1, 4–5.

OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) (1997): Tourism Policy and International Tourism in OECD Countries. – Paris: OECD.

Ö.T.E. (Ökologischer Tourismus in Europa e.V.) (1995): Stellungnahme zum Grünbuch der Europäischen Kommission über „Die Rolle der Union im Bereich des Fremdenverkehrs" vom April 1995. – Bonn: Ö.T.E. – 6 S.

OPASCHOWSKI, H.W. (1996): Tourismus: Systematische Einführung: Analysen und Prognosen. – 2. Aufl. – Opladen: Leske + Budrich. – Freizeit und Tourismusstudien, Bd. 3.

POPP, D. (1997): Dauerhaft-umweltgerechter Tourismus. – In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.): Ökologie: Grundlagen einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch am 29. und 30. April 1997. – Bonn: BMU. – S. 149–156.

Protokoll „Tourismus": Protokoll zur Durchführung der Alpenkonvention vom 7. November 1991 im Bereich Tourismus. Fassung nach der sprachlichen Harmonisierungssitzung (11.–13. Dezember 1996).

RATHS, U., RIECKEN, U., SSYMANK, A. (1995): Gefährdung von Lebensraumtypen in Deutschland und ihre Ursachen: Auswertung der Roten Liste gefährdeter Biotoptypen. – Natur und Landschaft: Zeitschrift für Naturschutz, Landschaftspflege und Umweltschutz 70 (5), 203–212.

SCHARPF, H. (1996): Regionale und kommunale Tourismusentwicklung unter dem Gesichtspunkt der Nachhaltigkeit. – In: HÜBLER, K.-H., WEILAND, U. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung: eine Herausforderung für die Forschung. – Berlin: VWF Verl. für Wissenschaft und Forschung. – S. 129–140.

SCHARPF, H. (1995): Umweltschonender Tourismus: Von der Programmatik zur Praxis. – In: MOLL, P. (Hrsg.): Umweltschonender Tourismus. – Bonn: Kuron. – Material zur Angewandten Geographie, Bd. 24.

SCHEMEL, H.-J., ERBGUTH, W. (1998): Handbuch Sport und Umwelt: Ziele, Analysen, Bewertungen, Lösungsansätze, Rechtsfragen. – 3. vollständig überarb. Aufl. – Aachen: Meyer & Meyer Verlag. – 609 S.

SCHEMEL, H.-J., ERBGUTH, W. (1992): Handbuch Sport und Umwelt: Ziele, Analysen, Bewertungen, Lösungsansätze, Rechtsfragen. – Aachen: Meyer & Meyer Verlag. – 404 S.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1987): Umweltgutachten 1987. – Stuttgart: Kohlhammer. – 674 S.

SRU (1996a): Umweltgutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 468 S.

SRU (1996b): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. – Sondergutachten 1996. – Stuttgart: Metzler-Poeschel. – 127 S.

StBA (Statistisches Bundesamt) (1997a): Binnenhandel, Gastgewerbe, Tourismus. – Stuttgart: Metzler Poeschel. – Fachserie 6. – Reihe 7.1 Beherbergung im Reiseverkehr. Dezember und Jahr 1996.

StBA (1997b): Inlandstourismus 1996 Ergebnisse der Beherbergungsstatistik. – In: Wirtschaft und Statistik 6/1997. – S. 393–398.

STRASDAS, W. (1994): Auswirkungen neuer Freizeittrends auf die Umwelt: Entwicklung des Freizeitmarktes und die Rolle technologischer Innovationen. – Forschungsbericht. – Aachen: Meyer & Meyer Verlag. – Edition Sport und Umwelt.

STRASDAS, W. (1992): Ferienzentren der zweiten Generation. Ökologische, soziale und ökonomische Auswirkungen: Untersuchung im Auftrag des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. – Bonn: BMU.

Studienkreis für Tourismus und Entwicklung (1997): Fernreisen 2005. Delphi-Studie in Deutschland, Österreich und der Schweiz unter Berücksichtigung von Auswirkungen auf den Tourismus im eigenen Land. – Kurzfassung. – Ammerland: Studienkreis für Tourismus und Entwicklung. – Schriftenreihe für Tourismus und Entwicklung.

TAB (Büro für Technikfolgenabschätzung beim Deutschen Bundestag) (1997): TA-Projekt „Entwicklung und Folgen des Tourismus". – Bericht zum Abschluß der Phase I. – Bonn: TAB. – TAB-Arbeitsbericht Nr. 52 – 188 S.

TEMPEL, K.G. (1994): Umweltqualität – made in Germany: Tourismus. – Umweltmagazin Bd. 23 (9), 82.

UBA (Umweltbundesamt) (1994): Jahresbericht 1994. – Berlin: Umweltbundesamt [1995].

UBA (1995): Nachhaltige Entwicklung im Alpenraum. – Berlin: Umweltbundesamt. – UBA-Texte 15/95.

UN General Assembly (1997): Programm for the further Implementation of Agenda 21. Adopted by the special Session of the General Assembly 23–27 June 1997.

WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen) (1994): Welt im Wandel: Die Gefährdung der Böden. Jahresgutachten 1994. – Bonn: Economica. – 263 S.

WOERZ, C. (1997): Luftverkehr und Erdatmosphäre: Empfehlungen für eine vorausschauende Umweltpolitik. – Internationales Verkehrswesen 49 (1/2), 29 bis 33.

WTO (Welt-Tourismus-Organization) (1996): Compendium of Tourism Statistics 1990–1994. – Sixteenth Edition. – Madrid: WTO.

WTO (1997): Yearbook of Tourism Statistics, Vol. I 49 ed. Madrid: WTO.

Verzeichnis der Abkürzungen

a = Jahr
a.A. = anderer Ansicht
a.a.O. = am angegebenen Ort
a.M. = anderer Meinung
AbfG = Abfallgesetz; s. KrW-/AbfG
ABl. = Amtsblatt (der Europäischen Gemeinschaften)
Abs. = Absatz
Abschn. = Abschnitt
abw. = abweichend
AbwV = Abwasser-Verordnung
AgrarR = Agrarrecht: Zeitschrift für das gesamte Recht der Landwirtschaft
AKP-Staaten = afrikanische, karibische, pazifische Staaten
AOX = adsorbierbare organische Halogenverbindungen
APEO = APE = Alkylphenolethoxylat(e) [Aniontensid(e)]
Art. = Artikel
As = Arsen
B.t. = Bacillus thuringiensis
BauGB = Baugesetzbuch
BauROG = Bau- und Raumordnungsgesetz
BBodSchG = Bundesbodenschutzgesetz
Bd. = Band
BfLR = Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung
BfN = Bundesamt für Naturschutz
BGA = Bundesgesundheitsamt
BGB = Bürgerliches Gesetzbuch
BGBl. = Bundesgesetzblatt
BGH = Bundesgerichtshof
BgVV = Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin
BImSchG = Bundes-Immissionsschutzgesetz
BImSchV = Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes
BMI = Bundesministerium des Innern
BMU = Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMWi = Bundesministerium für Wirtschaft
BNatSchG = Bundesnaturschutzgesetz
BR-Drs. = Bundesrats-Drucksache
BRAM = Brennstoff aus Müll
BT-Drs. = Bundestags-Drucksache
BUND = Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
BVerfG = Bundesverfassungsgericht
BVerfGE = Entscheidungen des Bundesverfassungsgerichts
BVerwG = Bundesverwaltungsgericht
BVerwGE = Entscheidungen des Bundesverwaltungsgerichts
C12, C14 = Verbindung mit 12, 14 Kohlenstoffatomen
Cd = Cadmium
CEN = Europäisches Komitee für Normung
CH_4 = Methan
ChemG = Chemikaliengesetz
CIPRA = Commission Internationale Pour la Protection des Alpes = Alpenschutzkommission
CKW = Chlorkohlenwasserstoffe
CO = Kohlenmonoxid
CO_2 = Kohlendioxid
CSD = United Nations Commission on Sustainable Development (Kommission der Vereinten Nationen für nachhaltige Entwicklung)
DAU = Deutsche Akkreditierungs- und Zulassungsgesellschaft für Umweltgutachter
DFG = Deutsche Forschungsgemeinschaft
DGF = Deutsche Gesellschaft für Freizeit
DIHT = Deutscher Industrie- und Handelstag
DIN = Deutsche Industrienorm; Deutsches Institut für Normung
DIW = Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
DNA = Desoxiribonukleinsäure (genetische Information)
DSD = Duales System Deutschland GmbH
DTPA = Diethylentriaminpentaessigsäure (und deren Salze)
DVBl. = Deutsches Verwaltungsblatt
DVGW = Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches
DWIF = Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr
E. = Entwurf

EDTA = Ethylendiamintetraessigsäure (und deren Salze)
EFTA = European Free Trade Association (Europäische Freihandelszone)
EG = Europäische Gemeinschaft(en)
EG-AbfVerbrV = Abfallverbringungsverordnung der EU/EG
EGV = Vertrag über die Europäische Union
EN = Europäische Norm
endg. = endgültig
ENDS Report = Environmental Data Services Ltd., London
EPA = Environmental Protection Agency (US-amerikanische Umweltschutzbehörde)
ESEPI = European System of Environmental Pressure Indices
ESF = Europäischer Sozialfonds
ESIS = Emission Structure Informations System
EStDV = Einkommensteuer-Durchführungsverordnung
et al. = et alii = „und andere"
EU = Europäische Union
EUA, EEA = Europäische Umweltagentur
EuGH = Gerichtshof der Europäischen Gemeinschaften
EUR 12 = Europa der zwölf Mitgliedstaaten (bis 1995)
EUR 15 = Europa der 15 Mitgliedstaaten (ab 1995)
EUROSTAT = Statistisches Amt der Europäischen Gemeinschaft
EUV = Vertrag über die Europäische Union
EWG = Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
F.A.Z. = Frankfurter Allgemeine Zeitung
FUR = Forschungsgemeinschaft Urlaub und Reisen e.V.
FAO = Food and Agriculture Organization (Welternährungsorganisation der Vereinten Nationen)
FCKW = Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FFH-Richtlinie = Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
Fh-ISI = Fraunhofer-Institut für Systemtechnik und Innovationsforschung
FreisRL = Freisetzungsrichtlinie
GATT = General Agreement on Tariffs and Trade (Allgemeines Zoll- und Handelsabkommen)
GATS = General Agreement on Tariffs and Services (Allgemeines Handels- und Dienstleistungsabkommen)
GenTG = Gentechnikgesetz
GenTVfV = Gentechnik-Verfahrensverordnung
GG = Grundgesetz
GmbH = Gesellschaft mit beschränkter Haftung
GMBl. = Gemeinsames Ministerialblatt
GWB = Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen
HC, CH, KW = Kohlenwasserstoffe
HCl = Salzsäure
HessVGH = Hessischer Verwaltungsgerichtshof
HF = Fluorwasserstoff
Hg = Quecksilber
HWG = Hessisches Wassergesetz
HWK = Handwerkskammer
i.d.F. = in der Fassung
i.V.m. = in Verbindung mit
IfS = Institut für Stadtforschung und Strukturpolitik
IHK = Industrie- und Handelskammer
ILO = International Labour Organization
ISO = internationale Normungsorganisation
IUCN = International Union for the Conservation of Nature
IUFRO = Internationaler Verband forstlicher Forschungsanstalten
IVU-Richtlinie = EU-Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
iwd = Informationsdienst des Instituts der Deutschen Wirtschaft
Kap. = Kapitel
Kfz. = Kraftfahrzeug
KOM = Kommission der Europäischen Gemeinschaften
KommEntw. (KomE) = Kommissionsentwurf
KrW-/AbfG = Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
kW = Kilowatt
kWh = Kilowattstunde
L = Liter
LAGA = Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LAWA = Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
LMBG = Lebensmittel- und Bedarfsgegenständegesetz
m.w.N. = mit weiteren Nachweisen
MARPOL = International Convention for the Prevention of Pollution from Ships 1973/78 (Verhütung der Meeresverschmutzung durch Schiffe, die Abfälle und Abwässer in Häfen entsorgen)

max.	= maximal
MBA	= Mechanisch-biologische Abfallbehandlung (sog. kalte Rotte)
mg/m^3	= Milligramm pro Kubikmeter
Mio.	= Million
MJ	= Megajoule
mL	= Milliliter
Mrd.	= Milliarden
Mt	= Megatonne
MVA	= Müllverbrennungsanlage
MW	= Megawatt
n.F.	= neue Fassung
N_2O	= Distickstoffoxid
NJW	= Neue Juristische Wochenschrift
NLÖ	= Niedersächsisches Landesamt für Ökologie
NO_x	= Stickstoffoxide
NTA	= Nitrilotriacetat
NVwZ	= Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht
NVwZ-RR	= Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht - Rechtsprechungs-Report
Ö.T.E.	= Ökologischer Tourismus in Europa
OECD	= Organisation for Economic Cooperation and Development (Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung)
OILPOL	= International Convention for the Prevention of Pollution of the Sea by Oil, 1954
OSPAR	= Oslo- und Paris-Kommission
OVG	= Oberverwaltungsgericht
Pb	= Blei
PCB	= polychlorierte Biphenyle
PCDD	= polychlorierte Dibenzo-p-dioxine
PCDD/F	= Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine und Dibenzofurane
PCDF	= polychlorierte Dibenzofurane
PCR	= Polymerasekettenreaktion (zur Vervielfältigung von DNA-Sequenzen)
PDTA	= Propylendiamintetraessigsäure (und deren Salze)
PET	= Polyethylenterephthalat
PflSchG	= Gesetz zum Schutz der Kulturpflanzen (Pflanzenschutzgesetz)
pH-Wert	= Maß für Säuregrad
PIK	= Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung
PJ	= Petajoule
PKW	= Personenkraftwagen
PP	= Polyprophylen
PVC	= Polyvinylchlorid
RdL	= Recht der Landwirtschaft (Zeitschrift)
RKI	= Robert-Koch-Institut
RL	= Richtlinie
Rn.	= Randnummer
RNA	= Ribonukleinsäure (abgelesene gentechnische Information)
ROG	= Raumordnungsgesetz
RS.	= Rechtssache
RWI	= Rheinisch-Westfälisches Institut für Wirtschaftsforschung
RZR	= Rohstoffrückgewinnungszentrum Ruhr
S.	= je nach Kontext Seite oder Satz
SaatG	= Saatgutverkehrsgesetz
SCOPE	= Scientific Committee on Problems of the Environment
Slg.	= Amtliche Sammlung der Entscheidungen des Europäischen Gerichtshofes
SO_2	= Schwefeldioxid
SO_x	= Schwefeloxide
SRU	= Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
SRW	= Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung
StBA	= Statistisches Bundesamt
SVZ	= Sekundärrohstoffverwertungszentrum
t	= Tonne
t/a	= Tonne pro Jahr
TA	= Technische Anleitung
TAB	= Technikfolgenabschätzung des Deutschen Bundestages
TASi	= Technische Anleitung Siedlungsabfall
Tz.	= Textziffer
UAG	= Umweltauditgesetz
UBA	= Umweltbundesamt
UGA	= Umweltgutachterausschuß
UGB	= Umweltgesetzbuch
UGB-AT	= Umweltgesetzbuch – Allgemeiner Teil (Entwurf)
UGB (-Komm-Entw.) (= KGB KomE)	= (Entwurf der unabhängigen Sachverständigenkommission zum) Umweltgesetzbuch
UGR	= Umweltökonomische Gesamtrechnung
UIG	= Umweltinformationsgesetz
UN	= United Nations
UNCED	= UN-Conference on Environment and Development (Umwelt- und Entwicklungskonferenz der Vereinten Nationen)

UNCLOS = UN-Conference on the Laws of the Sea (UN-Seerechtskonvention)

UNCTAD = United Nations Conference on Trade and Development (Welthandels- und Entwicklungskonferenz)

UNEP = United Nations Environmental Programme (Umweltprogramm der Vereinten Nationen)

UNESCO = United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UN-Organisation für Erziehung, Wissenschaft und Kultur)

UNSTAT = Statistisches Amt der Vereinten Nationen

UV-Licht = ultraviolettes Licht

UVP = Umweltverträglichkeitsprüfung

UVPG = Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung

UWG = Gesetz gegen unlauteren Wettbewerb

VC = Vinylchlorid

VCI = Verband der Chemischen Industrie

VDI = Verein Deutscher Ingenieure

VerpackV = Verpackungsverordnung

VerwRspr = Verwaltungsrechtsprechung

VG = Verwaltungsgericht

VO = Verordnung

VwV = Verwaltungsvorschrift

VwVfG = Verwaltungsverfahrensgesetz

WBGU = Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen

WHG = Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz)

WHO = World Health Organization (Weltgesundheitsorganisation)

WTO = World Trade Organization (Welthandelsorganisation)

WuW = Wirtschaft und Wettbewerb

WuW-E = Entscheidungssammlung zum Kartellrecht

ZKBS = Zentrale Kommission für die biologische Sicherheit

ZUR = Zeitschrift für Umweltrecht

Zehnerpotenzen im internationalen Einheitensystem

E = exa- = 10^{18}
P = peta- = 10^{15}
T = teta- = 10^{12}
G = giga- = 10^{9}
M = mega- = 10^{6}
k = kilo- = 10^{3}
m = milli- = 10^{-3}
μ = mikro- = 10^{-6}
n = nano- = 10^{-9}
p = pico- = 10^{-12}
f = femto- = 10^{-15}
a = atto- = 10^{-18}

Schlagwortverzeichnis

(Die Zahlenangaben beziehen sich auf Textziffern)

VERÖFFENTLICHUNGSVERZEICHNIS

Gutachten und veröffentlichte Stellungnahmen des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen

(zu beziehen im Buchhandel oder direkt vom Verlag Metzler-Poeschel, SFG Servicecenter Fachverlage GmbH, Postfach 43 43, 72774 Reutlingen, Telefon 0 70 71/93 53 50, Telefax 0 70 71/93 53 93 oder 0 70 71/3 36 53; Bundestags-Drucksachen über Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20, 53003 Bonn)

AUTO UND UMWELT

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1973, 104 S., kart.
vergriffen

DIE ABWASSERABGABE

– Wassergütewirtschaftliche und gesamtökonomische Wirkungen –

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 90 S., kart.
vergriffen

UMWELTGUTACHTEN 1974

Stuttgart: Kohlhammer, 1974, 320 S., Plast.
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 7/2802

UMWELTPROBLEME DES RHEINS

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1976, 258 S., Plast., DM 20,–
Best.-Nr.: 780004-760000
zugleich Bundestags-Drucksache 7/5014

UMWELTGUTACHTEN 1978

Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 638 S., Plast.
ISBN 3-17-003173-2
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 8/1938

STELLUNGNAHME ZUR VERKEHRSLÄRMSCHUTZGESETZGEBUNG

1979;
erschienen in: Umwelt Nr. 70, hrsg. vom Bundesministerium des Innern, Bonn

UMWELTCHEMIKALIEN

– Entwurf eines Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen –

Stellungnahme, Bonn 1979, 74 S.
= Umweltbrief Nr. 19, hrsg. vom Bundesminister des Innern, Bonn
ISSN 0343-1312

UMWELTPROBLEME DER NORDSEE

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1980, 508 S., Plast.
ISBN 3-17-003214-3
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 9/692

ENERGIE UND UMWELT

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1981, 190 S., Plast., DM 19,–
ISBN 3-17-003238-0
Best.-Nr.: 7800105-81901
zugleich Bundestags-Drucksache 9/872

FLÜSSIGGAS ALS KRAFTSTOFF

– Umweltentlastung, Sicherheit und Wirtschaftlichkeit von flüssiggasgetriebenen Kraftfahrzeugen –

Stellungnahme, Bonn 1982, 32 S.
= Umweltbrief Nr. 25, hrsg. vom Bundesminister des Innern, Bonn
ISSN 0343-1312

WALDSCHÄDEN UND LUFTVERUNREINIGUNGEN

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 172 S., Plast., DM 31,–
ISBN 3-17-003265-8
Best.-Nr.: 7800-106-83902
zugleich Bundestags-Drucksache 10/113

UMWELTPROBLEME DER LANDWIRTSCHAFT

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 423 S., Plast., DM 31,–
ISBN 3-17-003285-2
vergriffen
zugleich Bundestags-Drucksache 10/3613

Sachbuch Ökologie

UMWELTPROBLEME DER LANDWIRTSCHAFT

Wolfgang Haber und Jürgen Salzwedel,
hrsg. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1992, 186 S. mit Farbbildern, Abbildungen und Tabellen, kart., DM 29,80
ISBN 3-8246-0334-9

LUFTVERUNREINIGUNGEN IN INNENRÄUMEN

Sondergutachten
Stuttgart: Kohlhammer, 1987, 110 S., Plast., DM 22,–
ISBN 3-17-003361-1
Best.-Nr.: 7800108-87901
zugleich Bundestags-Drucksache 11/613

UMWELTGUTACHTEN 1987

Stuttgart: Kohlhammer 1988, 674 S., Plast., DM 45,–
ISBN 3-17-003364-6
Best.-Nr.: 7800203-87902
zugleich Bundestags-Drucksache 11/1568

STELLUNGNAHME ZUR UMSETZUNG DER EG-RICHTLINIE ÜBER DIE UMWELTVERTRÄGLICHKEITSPRÜFUNG IN DAS NATIONALE RECHT

November 1987, hrsg. vom Bundesminister Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Bonn, erschienen auch in: Deutsches Verwaltungsblatt, 1. Januar 1988

ALTLASTEN

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1990, 304 S., Plast., DM 32,–
ISBN 3-8246-0059-5
zugleich Bundestags-Drucksache 11/6191

ABFALLWIRTSCHAFT

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 720 S., kart., DM 45,–
ISBN 3-8246-0073-0
zugleich Bundestags-Drucksache 11/8493

ALLGEMEINE ÖKOLOGISCHE UMWELTBEOBACHTUNG

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 75 S., kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0074-9
zugleich Bundestags-Drucksache 11/8123

STELLUNGNAHME ZUM ENTWURF DES RÜCKSTANDS- UND ABFALLWIRTSCHAFTSGESETZES (RAWG)

April 1993, erschienen in: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung, Jg. 6 (1993), H. 2, sowie im Umweltgutachten 1994, Anhang A

STELLUNGNAHME ZUM VERORDNUNGSENTWURF NACH § 40 ABS. 2 BUNDESIMMISSIONSSCHUTZGESETZ (BImSchG)

Mai 1993, erschienen in: Umwelt Nr. 10/1993, hrsg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Bonn, sowie im Umweltgutachten 1994, Anhang A

STELLUNGNAHME ZUM ENTWURF DES GESETZES ZUM SCHUTZ VOR SCHÄDLICHEN BODENVERÄNDERUNGEN UND ZUR SANIERUNG VON ALTLASTEN (BUNDES-BODENSCHUTZGESETZ – BBodSchG)

November 1993, erschienen im Umweltgutachten 1994, Anhang A

UMWELTGUTACHTEN 1994

Stuttgart: Metzler-Poeschel 1994, 384 S., kart., DM 68,–
ISBN 3-8246-0366-7
zugleich Bundestags-Drucksache 12/6995

ALTLASTEN II

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1995, 285 S., kart., DM 49,–
ISBN 3-8246-0367-5
zugleich Bundestags-Drucksache 13/380

SOMMERSMOG:

Drastische Reduktion der Vorläufersubstanzen des Ozons notwendig
Stellungnahme
erschienen in: Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Jg. 8 (1995), H. 2

UMWELTGUTACHTEN 1996

Zur Umsetzung einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 468 S. DM 68,–
ISBN 3-8246-0545-7
Best.-Nr.: 7800205-96902
zugleich Bundestags-Drucksache 13/4108

KONZEPTE EINER DAUERHAFT-UMWELTGERECHTEN NUTZUNG LÄNDLICHER RÄUME

Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 127 S. DM 32,–
ISBN 3-8246-0544-9
Best.-Nr.: 7800113-96901
zugleich Bundestags-Drucksache 13/4109

(Bei der gemeinsamen Bestellung des Umweltgutachtens 1996 und des Sondergutachtens Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume
Best.-Nr.: 7800401-96907, DM 84,–)

UMWELTGUTACHTEN 1998

Umweltschutz : Erreichtes sichern – neue Wege gehen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998, 390 S., DM 68,–
ISBN 3-8246-0561-9
Best.-Nr.: 7800206-97902
zugleich Bundestags-Drucksache

FLÄCHENDECKEND WIRKSAMER GRUNDWASSERSCHUTZ

Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung
Sondergutachten
Stuttgart: Metzler-Poeschel, ca. 210 S., DM 38,–
ISBN 3-8246-0560-0
Best.-Nr.: 7800114-97901

(Bei der gemeinsamen Bestellung des Umweltgutachtens 1998 und des Sondergutachtens Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz
Best.-Nr.: 7800402-97907, DM 88,–)

MATERIALIEN ZUR UMWELTFORSCHUNG

herausgegeben vom Rat von Sachverständigen für Umweltfragen

(zu beziehen im Buchhandel oder vom Verlag Metzler-Poeschel, SFG Servicecenter Fachverlage GmbH, Postfach 43 43, 72774 Reutlingen, Telefon 0 70 71/93 53 50, Telefax 0 70 71/93 53 93 und 3 36 53)

Nr. 1:

Einfluß von Begrenzungen beim Einsatz von Umweltchemikalien auf den Gewinn landwirtschaftlicher Unternehmen

von Prof. Dr. Günther Steffen und
Dr. Ernst Berg – Stuttgart: Kohlhammer, 1977, 93 S., kart., DM 20,–
ISBN 3-17-003141-4
vergriffen

Nr. 2:

Die Kohlenmonoxidemissionen in der Bundesrepublik Deutschland in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974 und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1973 und 1974

von Dipl.-Ing. Klaus Welzel und
Dr.-Ing. Peter Davids
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 322 S., kart., DM 25,–
ISBN 3-17-003142-2
Best.-Nr.: 7800302-78901

Nr. 3:

Die Feststoffemissionen in der Bundesrepublik Deutschland und im Lande Nordrhein-Westfalen in den Jahren 1965, 1970, 1973 und 1974

von Dipl.-Ing. Horst Schade und
Ing. (grad.) Horst Gliwa
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 374 S., kart., DM 25,–
ISBN 3-17-003143-0
Best.-Nr.: 7800303-78902

Nr. 4:

Vollzugsprobleme der Umweltpolitik – Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes

von Prof. Dr. Renate Mayntz u. a.
Stuttgart: Kohlhammer, 1978, 815 S., kart.
ISBN 3-17-003144-9
vergriffen

Nr. 5:

**Photoelektrische Solarenergienutzung
Technischer Stand, Wirtschaftlichkeit, Umweltverträglichkeit**

von Prof. Dr. Hans J. Queisser und
Dr. Peter Wagner
Stuttgart: Kohlhammer, 1990, 90 S., kart.
ISBN 3-17-003209-7
vergriffen

Nr. 6:

Materialien zu „Energie und Umwelt"

Stuttgart: Kohlhammer, 1982, 450 S., kart., DM 38,–
ISBN 3-17-003242-9
Best.-Nr.: 7800306-82901

Nr. 7:

Möglichkeiten der Forstbetriebe, sich Immissionsbelastungen waldbaulich anzupassen bzw. deren Schadwirkungen zu mildern

von Prof. Dr. Dietrich Mülder
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 124 S., kart.
ISBN 3-17-003275-5
vergriffen

Nr. 8:

**Ökonomische Anreizinstrumente in einer auflagenorientierten Umweltpolitik
– Notwendigkeit, Möglichkeiten und Grenzen am Beispiel der amerikanischen Luftreinhaltepolitik –**

von Prof. Dr. Horst Zimmermann
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 60 S., kart.
ISBN 3-17-003279
vergriffen

Nr. 9:

Einsatz von Pflanzenbehandlungsmitteln und die dabei auftretenden Umweltprobleme

von Prof. Dr. Rolf Diercks
Stuttgart: Kohlhammer, 1984, 245 S., kart.
ISBN 3-17-003284-4
vergriffen

Nr. 10:

Funktionen, Güte und Belastbarkeit des Bodens aus agrikulturchemischer Sicht

von Prof. Dr. Dietrich Sauerbeck
Stuttgart: Kohlhammer, 1983, 260 S., kart.
ISBN 3-17-003312-3
vergriffen

Nr. 11:

Möglichkeiten und Grenzen einer ökologisch begründeten Begrenzung der Intensität der Agrarproduktion

von Prof. Dr. Günther Weinschenck und
Dr. Hans-Jörg Gebhard
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 107 S., kart.
ISBN 3-17-003319-0
vergriffen

Nr. 12:

Düngung und Umwelt

von Prof. Dr. Erwin Welte und
Dr. Friedel Timmermann
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 95 S., kart.
ISBN 3-17-003320-4

Nr. 13:

Funktionen und Belastbarkeit des Bodens aus der Sicht der Bodenmikrobiologie

von Prof. Dr. Klaus H. Domsch
Stuttgart: Kohlhammer, 1985, 72 S., kart., DM 16,–
ISBN 3-17-003321-2
vergriffen

Nr. 14:

Zielkriterien und Bewertung des Gewässerzustandes und der zustandsverändernden Eingriffe für den Bereich der Wasserversorgung

von Prof. Dr. Heinz Bernhardt und
Dipl.-Ing Werner Dietrich Schmidt
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 297 S., kart., DM 26,–
ISBN 3-17-003388-3
Best.-Nr.: 7800314-88901

Nr. 15:

Umweltbewußtsein – Umweltverhalten

von Prof. Dr. Meinolf Dierkes und
Dr. Hans-Joachim Fietkau
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 200 S., kart., DM 23,–
ISBN 3-17-003391-3
Best.-Nr.: 7800315-88902

Nr. 16:

Derzeitige Situationen und Trends der Belastung der Nahrungsmittel durch Fremdstoffe

von Prof. Dr. G. Eisenbrand,
Prof. Dr. H. K. Frank,
Prof. Dr. G. Grimmer,
Prof. Dr. H.-J. Hapke,
Prof. Dr. H.-P. Thier,
Dr. P. Weigert
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 237 S., kart., DM 25,–
ISBN 3-17-003392-1
Best.-Nr.: 7800316-88903

Nr. 17:

Wechselwirkungen zwischen Freizeit, Tourismus und Umweltmedien Analyse der Zusammenhänge

von Prof. Dr. Jörg Maier,
Dipl.-Geogr. Rüdiger Strenger,
Dr. Gabi Tröger-Weiß
Stuttgart: Kohlhammer, 1988, 139 S., kart., DM 20,–
ISBN 3-17-003393-X
Best.-Nr.: 7800317-88904

Nr. 18:

Die Untergrund-Deponie anthropogener Abfälle in marinen Evaporiten

von Prof. Dr. Albert Günter Herrmann
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 101 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0083-8

Nr. 19:

Untertageverbringung von Sonderabfällen in Stein- und Braunkohleformationen

von Prof. Dr. Friedrich Ludwig Wilke
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1991, 107 S., DM 20,–
ISBN 3-8246-0087-0

Nr. 20:

Das Konzept der kritischen Eintragsraten als Möglichkeit zur Bestimmung von Umweltbelastungs- und -qualitätskriterien

von Dr. Hans-Dieter Nagel,
Dr. Gerhard Smiatek,
Dipl. Biol. Beate Werner
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 77 S.,
kart. DM 24,–
ISBN 3-8246-0371-3

Nr. 21:

Umweltpolitische Prioritätensetzung – Verständigungsprozesse zwischen Wissenschaft, Politik und Gesellschaft –

von RRef. Gotthard Bechmann,
Dipl. Vw. Reinhard Coenen,
Dipl. Soz. Fritz Gloede
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 133 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0372-1

Nr. 22:

Bildungspolitische Instrumentarien einer dauerhaft-umweltgerechten Entwicklung

von Prof. Gerd Michelsen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 87 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0373-x

Nr. 23:

Rechtliche Probleme der Einführung von Straßenbenutzungsgebühren

von Prof. Dr. Peter Selmer,
Prof. Dr. Carsten Brodersen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 46 S.,
kart., DM 15,–
ISBN 3-8246-0379-9

Nr. 24:

Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung

von Dipl. Vw. Klaus Rennings
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1994, 226 S.,
kart., DM 20,–
ISBN 3-8246-0381-0

Nr. 25:

Die Rolle der Umweltverbände in den demokratischen und ethischen Lernprozessen der Gesellschaft

Oswald von Nell-Breuning-Institut für Wirtschafts- und Gesellschaftsethik der Philosophisch-Theologischen Hochschule Sankt Georgen
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 188 S.,
ISBN: 3-8246-0442-6
Best.-Nr. 7800325-96903
Preis: 24,–

Nr. 26:

Gesamtinstrumentarium zur Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

von Prof. Dr. Siegfried Bauer, Jens-Peter Abresch, Markus Steuernagel
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 400 S.,
ISBN: 3-8246-0443-4
Best.-Nr. 7800326-96904
Preis: DM 24,–

Nr. 27:

Honorierung ökologischer Leistungen in der Forstwirtschaft

von Prof. Dr. Ulrich Hampicke
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 164 S.,
ISBN: 3-8246-0444-2
Best.-Nr. 7800327-96905
Preis: 24,–

Nr. 28:

Institutionelle Ressourcen bei der Erreichung einer umweltverträglichen Raumnutzung

von Prof. Dr. Karl-Hermann Hübler,
Dipl.. Ing. Johann Kaether
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1996, 140 S.,
ISBN: 3-8246-0445-0
Best.-Nr. 7800328-96906
Preis: 24,–

in Vorbereitung:

Nr. 29:

Grundwassererfassungssysteme in Deutschland

von Prof. Dr. Dietmar Schenk und
Dr. Martin Kaupe
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
ca. 224 Seiten mit farbigen Karten
DM 24,–
ISBN: 3-8246-0562-7
Best.-Nr.: 7800329-97903

Nr. 30:

Bedeutung natürlicher und anthropogener Komponenten im Stoffkreislauf terrestrischer Ökosysteme für die chemische Zusammensetzung von Grund- und Oberflächenwasser (dargestellt am Beispiel des Schwefelkreislaufes)

von PD Dr. Karl-Heinz Feger
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
ca. 140 Seiten
DM 24,–
ISBN: 3-8246-0563-5
Best.-Nr.: 7800330-97904

Nr. 31:

Zu Umweltproblemen der Freisetzung und des Inverkehrbringens gentechnisch veränderter Pflanzen

(Doppelband)

von Prof. Dr. Alfred Pühler (Einfluß von freigesetzten und inverkehrgebrachten gentechnisch veränderten Organismen auf Mensch und Umwelt) und von Dr. Detlef Bartsch und Prof. Dr. Ingolf Schuphan (Gentechnische Eingriffe an Kulturpflanzen. Bewertung und Einschätzungen möglicher Probleme für Mensch und Umwelt aus ökologischer und pflanzenphysiologischer Sicht)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
ca. 140 Seiten
DM 24,–
ISBN: 3-8246-0564-3
Best.-Nr.: 7800331-97905

Nr. 32:

Umweltstandards im internationalen Handel

von Dipl.-Vw. Karl Ludwig Brockmann, Dipl.-Vw. Suhita Osório-Peters, Dr. Heidi Bergmann (ZEW)
Stuttgart: Metzler-Poeschel, 1998,
DM 24,–
ca. 120 Seiten
ISBN: 3-8246-0565-1
Best.-Nr. 7800332-97906

Druck: Bonner Universitäts-Buchdruckerei, 53113 Bonn
Vertrieb: Bundesanzeiger Verlagsgesellschaft mbH, Postfach 13 20, 53003 Bonn, Telefon: 02 28/3 82 08 40, Telefax: 02 28/3 82 08 44
ISSN 0722-8333